

**Universidade Federal de São Carlos**  
**Programa de Pós-Graduação em Diversidade Biológica e**  
**Conservação**

**Raphaella de Abreu Magalhães**

**Herbivoria de *Bosmina freyi* e suas relações ecológicas no**  
**Reservatório de Itupararanga – Votorantim/SP**

**Orientador: André Cordeiro Alves dos Santos**

**Sorocaba**  
**2014**

**Universidade Federal de São Carlos**  
**Programa de Pós-Graduação em Diversidade Biológica e**  
**Conservação**

**Herbivoria de *Bosmina freyi* e suas relações ecológicas no**  
**Reservatório de Itupararanga – Votorantim/SP**

**Raphaella de Abreu Magalhães**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós Graduação em Diversidade Biológica e Conservação da Universidade Federal de São Carlos, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Diversidade Biológica e Conservação.

**Orientador: Prof. Dr. André Cordeiro Alves Dos Santos**

**Sorocaba**  
**2014**

M188h Magalhães, Raphaella de Abreu.  
Herbivoria de *Bosmina freyi* e suas relações ecológicas no Reservatório de Itupararanga – Votorantim/SP / Raphaella de Abreu Magalhães. -- 2014.  
84 f. : 28 cm.

Dissertação (mestrado)-Universidade Federal de São Carlos, *Campus* Sorocaba, Sorocaba, 2014  
Orientador: André Cordeiro Alves dos Santos  
Banca examinadora: Viviane Moschini Carlos, Maria do Carmo Calijuri  
Bibliografia

1. Zooplâncton. 2. Fitoplâncton. 3. Cadeias alimentares (Ecologia).  
I. Título. II. Sorocaba-Universidade Federal de São Carlos.

CDD 577.16

Ficha catalográfica elaborada pela Biblioteca do *Campus* de Sorocaba.

RAPHAELLA DE ABREU MAGALHÃES

HERBIVORIA DE *Bosmina freyi* E SUAS RELAÇÕES  
ECOLÓGICAS NO RESERVATÓRIO DE ITUPARARANGA –  
VOTORANTIM/SP

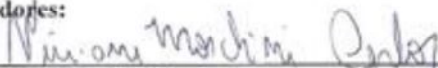
Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação para obtenção do título de  
mestre em Diversidade Biológica e Conservação.  
Universidade Federal de São Carlos,  
Sorocaba, 07 de maio de 2014.

Orientador:

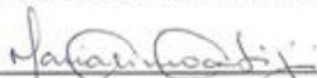


\_\_\_\_\_  
Prof. Dr. André Cordeiro Alves dos Santos  
Universidade Federal de São Carlos – UFSCar *Campus Sorocaba*

Examinadores:



\_\_\_\_\_  
Dra. Viviane Moschini Carlos  
Universidade Estadual Paulista “Julio de Mesquita Filho” / UNESP Sorocaba



\_\_\_\_\_  
Dra. Maria do Carmo Calijuri  
Universidade de São Paulo / USP São Carlos

*Dedico este trabalho a minha querida e amada mãe Maria Inácia e ao meu pai de coração Renato que me criou como se fosse filha e que sempre me incentivou em meus estudos.*

## AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente a Deus por ter me sustentado, guiado e andado comigo durante todo o tempo desta caminhada. Nos momentos difíceis eu sempre soube que Nele eu encontrava refúgio e forças para prosseguir.

Aos meus queridos pais Mia e Renato por sempre me darem apoio e me encorajarem a prosseguir em meus estudos.

Ao meu amado marido André pelo seu amor, carinho e compreensão em toda essa jornada. E também por sempre acreditar em mim, mesmo quando eu mesma não acreditava.

À minha família enorme, que sempre esteve ao meu lado e permitiu que eu sentisse e desfrutasse de seu amor. Família é o presente mais maravilhoso e precioso que existe.

Ao meu orientador André Cordeiro, que além de me ensinar muito, mostrou-me que é possível estabelecer uma relação profissional e de amizade ao mesmo tempo. Obrigada pelas longas horas de orientação e principalmente por me agüentar e me acalmar nos momentos de desespero.

Aos meus amigos muito queridos Selmo, Ariane, Cecília, Jane, Flavia, Rogerio, obrigada pelo companheirismo.

As amigas, Lais Americo, Sara Vargas e Simone Casali, por me sempre mostrarem disposição em tirar minhas dúvidas ou darem importantes sugestões.

Aos técnicos da USP - São Carlos, Bene, Betão e Miro, por me auxiliarem nas coletas além de me fazerem dar muita risada. Agradeço também ao professor Davi Cunha e a SOS Itupararanga pelo auxílio nas coletas.

Ao laboratório BIOTACE por fornecer as cepas de *Cylindrospermopsis raciborskii* e *Monoraphidium contortum*.

Aos professores doutores da banca de qualificação, Albano Magrin, Renata Fracácio e Fernando Rodrigues pelas valiosas contribuições.

Agradeço a FAPESP por fomentar o projeto temático processo nº 08/55636-9, ao qual este trabalho está inserido.

Agradeço a CAPES pela bolsa fornecida.

Enfim, agradeço a todos que contribuíram de forma direta ou indireta para a realização desta pesquisa.

## RESUMO

MAGALHÃES, R.A. Herbivoria de *Bosmina freyi* e suas relações ecológicas no Reservatório de Itupararanga – Votorantim/SP

Estudos preliminares no Reservatório de Itupararanga indicam que a dinâmica sazonal da comunidade planctônica não está sendo fortemente controlada por forças *bottom-up*. A cianobactéria *Cylindrospermopsis raciborskii* e a clorofícea *Monoraphidium contortum* são as espécies fitoplanctônicas dominantes neste reservatório. *Bosmina freyi*, espécie descrita recentemente, é a dominante do zooplâncton em Itupararanga e não há registros de estudos sobre os hábitos alimentares desta espécie. Devido a isso o presente trabalho pretende avaliar a importância do cladóceros *Bosmina freyi* como consumidor das espécies fitoplanctônicas: *Monoraphidium contortum* e *Cylindrospermopsis raciborskii* para melhor entender o papel ecológico deste organismo na teia alimentar planctônica no reservatório de Itupararanga. Foram oferecidos *M. contortum* e três tipos de cepa *C. raciborskii*, cepa tóxica (*Cy.tox*), cepa com filamentos grandes (*Cy.grd*) e cepa com filamentos pequenos (*Cy.peq*) para *Bosmina freyi*. Para cada tratamento, calcularam-se as densidades, volumes celulares, biovolumes antes e depois do período de incubação com *B. freyi*, além disso, foram calculadas as taxas de filtração e ingestão. Foram feitos também modelos qualitativos para descrever e fazer previsões na comunidade planctônica do reservatório de Itupararanga quando há alterações na população de *Chaoborus sp.* Observou-se que *B. freyi* é capaz de ingerir eficientemente *C. raciborskii* inclusive a cepa tóxica, porém apresentou dificuldades em filtrar e ingerir filamentos de *Cy.grd*. Além disso, *B. freyi* parece ser capaz de cortar filamentos de *C. raciborskii* para ingestão. Não foi observado preferência alimentar por *M. contortum*. Os modelos qualitativos feitos neste estudo corroboram com a hipótese de que as variações sazonais do plâncton no reservatório de Itupararanga podem estar sendo controladas por forças *top-down* pela presença de *Chaoborus sp.*

Palavras chave: *Cylindrospermopsis raciborskii*, Taxa de filtração. Taxa de ingestão, Zooplâncton. *Top-down*. Cianobactéria

## ABSTRACT

**MAGALHÃES, R.A.** Grazing of *Bosmina freyi* and their ecological relationships in Reservoir Itupararanga - Votorantim / SP.

Preliminary studies on reservoir Itupararanga indicate that the seasonal dynamics of plankton community is not being strongly controlled by bottom-up forces. Cyanobacteria *Cylindrospermopsis raciborskii* and chloroficea *Monoraphidium contortum* are the dominant phytoplankton species in this reservoir. *Bosmina freyi*, recently described, is the dominant zooplankton in Itupararanga and there is no records of studies feeding habits of this specie. Therefore, the present study aims to assess the importance of the cladoceran *Bosmina freyi* as consumers of phytoplankton species: *Monoraphidium contortum* and *Cylindrospermopsis raciborskii* to better understand the ecological role of this organism in the planktonic food web in reservoir Itupararanga. *M. contortum* and three types of strain *C. raciborskii*, toxic strain (*Cy.tox*), strain with large filaments (*Cy.grd*) and strain with small filaments (*Cy.peq*) were offered for *Bosmina freyi*. For each treatment, were calculated the density, cell volume, biovolume before and after incubation with *B. freyi*. Also calculated the ingestion and filtration rates. Qualitative models have also been made to describe and make predictions on the plankton community Itupararanga when there are changes in the population of *Chaoborus sp.* It was noted that *B. freyi* is able to efficiently ingest *C. raciborskii* including toxic strain, but presented difficulties in filter and ingest filaments of *Cy.grd*. Besides, *B. freyi* seems to be able to cut up filaments of *C. raciborskii* for ingestion. No food preference was observed by *M. contortum*. Qualitative models made in this study corroborate the hypothesis that seasonal variations in plankton reservoir Itupararanga may be being controlled by top-down forces due the presence of *Chaoborus sp.*

Keywords : *Cylindrospermopsis raciborskii*, Filtration rate. Ingestion rate. Zooplankton. Top -down. Cyanobacteria



## LISTA DE FIGURAS

- Figura 1.** Esquema ilustrando a atual dinâmica sazonal da comunidade planctônica do reservatório de Itupararanga. As setas para cima indicam aumento populacional e as setas para baixo, diminuição populacional. .... 6
- Figura 2.** Esquema dos testes de herbivoria realizados até a elaboração desta dissertação. Cada tratamento e controle tiveram 10 réplicas, sendo que foi retirado 1ml de cada frasco no início e no final dos testes. Os pontos pretos representam 5 indivíduos de *Bosmina freyi*. Exp = Experimento; *Mono*= *M. contortum*; *Cy.tox*= cepa tóxica de *C. raciborskii*; *Cy.grd*= cepa de *C.raciborskii* com filamentos grandes..... 18
- Figura 3.** Biovolume celular nos frascos do teste realizado com cepa tóxica de *Cylindrospermopsis raciborskii* com 10 réplicas. (CI= Controle Inicial; CF= Controle Final; EI= Experimento Inicial; EF = Experimento Final). As barras verticais indicam desvio padrão..... 24
- Figura 4.** Biovolume celular do teste realizado com *Cylindrospermopsis raciborskii* de filamentos pequenos com 10 réplicas. (CI= Controle Inicial; CF= Controle Final; EI= Experimento Inicial; EF = Experimento Final). As barras verticais indicam desvio padrão. .... 25
- Figura 5.** Biovolume celular do teste realizado com *Cylindrospermopsis raciborskii* de filamentos grandes com 10 réplicas. (CI= Controle Inicial; CF= Controle Final; EI= Experimento Inicial; EF = Experimento Final). As barras verticais indicam desvio padrão. .... 26
- Figura 6.** Biovolume celular do teste realizado com cepa tóxica de *Monoraphidium contortum* com 10 réplicas. (CI= Controle Inicial; CF= Controle Final; EI= Experimento Inicial; EF = Experimento Final). As barras verticais indicam desvio padrão. .... 26
- Figura 7.** Taxa de filtração de *Bosmina freyi* em diferentes dietas alimentares: Cepa tóxica de *C.raciborskii* (*Cy.tox*), Cepa com filamentos grandes (*Cy.gdr*), Cepa com filamentos pequenos (*Cy.peq*) e *M. contortum*(*Mono*).Calculo feito com concentrações iniciais e finais em biovolume ( $\mu\text{m}^3$ ). Barras verticais correspondem ao desvio padrão ( $n=10$ ). Médias que compartilham as mesmas letras acima das barras, não são significativamente diferentes umas das outras, conforme ANOVA seguido de teste *tukey*. .... 28
- Figura 8.** Taxa de filtração de *Bosmina freyi* em diferentes dietas alimentares: Cepa tóxica de *C.raciborskii* (*Cy.tox*), Cepa com filamentos grandes (*Cy.gdr*), Cepa com filamentos pequenos (*Cy.peq*) e *M. contortum* (*Mono*). Calculo feito com concentrações iniciais e finais densidade ( $\text{ind.mL}^{-1}$ ). Barras verticais correspondem ao desvio padrão ( $n=10$ ). Médias que compartilham as mesmas letras acima das barras, não são significativamente diferentes umas das outras, conforme ANOVA seguido de teste *tukey*. .... 29

**Figura 9.** Taxa de ingestão de *Bosmina freyi* em diferentes dietas alimentares: Cepa tóxica de *C.raciborskii* (Cy.tox), Cepa com filamentos grandes (Cy.gdr), Cepa com filamentos pequenos (Cy.peq) e *M. contortum* (Mono). Cálculo feito com concentrações iniciais e finais em biovolume ( $\mu\text{m}^3$ ). Barras verticais correspondem ao desvio padrão (n=10). Médias que compartilham as mesmas letras acima das barras, não são significativamente diferentes umas das outras, conforme ANOVA seguido de teste *tukey*. ..... 30

**Figura 10.** Taxas de ingestão de *Bosmina freyi* em diferentes dietas alimentares: Cepa tóxica de *C.raciborskii* (Cy.tox), Cepa com filamentos grandes (Cy.gdr) e *M. contortum*. Cálculo feito com concentrações finais e iniciais em densidade ( $\text{ind.mL}^{-1}$ ). Barras verticais correspondem ao desvio padrão (n=10). Médias que compartilham as mesmas letras acima das barras, não são significativamente diferentes umas das outras, conforme ANOVA seguido de teste *tukey*. ..... 30

**Figura 11.** Biovolume celular de *Monoraphidium contortum* do teste interação com cepa tóxica de *Monoraphidium contortum* com 10 réplicas. (CI= Controle Inicial; CF= Controle Final; EI= Experimento Inicial; EF = Experimento Final). As barras verticais indicam o desvio padrão. .... 33

**Figura 12.** Biovolume celular de *Monoraphidium contortum* do teste interação com cepa tóxica de *Monoraphidium contortum* com 10 réplicas. (CI= Controle Inicial; CF= Controle Final; EI= Experimento Inicial; EF = Experimento Final). Barras verticais indicam desvio padrão. .... 33

**Figura 13.** Taxa de filtração média ( $\text{mL. ind}^{-1}.\text{h}^{-1}$ ), calculada pelo biovolume, de *B. freyi* submetida à interação de *M.contortum* e *C.raciborskii* com filamentos pequenos. Barras verticais indicam o desvio padrão (n=9). ..... 34

**Figura 14.** Taxa de ingestão média ( $\text{mL. ind}^{-1}.\text{h}^{-1}$ ), calculada pelo biovolume, de *B. freyi* submetida à interação de *M.contortum* e *C.raciborskii* com filamentos pequenos. Barras verticais indicam o desvio padrão (n=9). ..... 34

**Figura 15.** Taxa de ingestão média ( $\text{mL. ind}^{-1}.\text{h}^{-1}$ ), calculada pela densidade de *B. freyi* submetida à interação de *M.contortum* e *C.raciborskii* com filamentos pequenos. Barras verticais indicam o desvio padrão (n=9). ..... 35

**Figura 16.** Modelo qualitativo da teia alimentar do reservatório de Itupararanga. A= *M. contortu*; B= *C. raciborskii*; C= *Bosmina freyi*; D= Copépodes; D= *Chaoborus sp.*.... 36

**Figura 17.** Modelo de teias alimentares hipoteticamente controladas por força *top-down*, devido ao acréscimo de *Chaoborus sp.* A= *M. contortu*; B= *C. raciborskii*; C= *Bosmina cf freyi*; D= Copépodes; E= *Chaoborus sp.* Os círculos maiores em vermelho representam efeito positivo na população, os círculos pequenos amarelos representam redução populacional e os círculos brancos indicam nenhum efeito na população. .... 37

**Figura 18.** Modelo de teias alimentares hipoteticamente controladas por força *top-down*, devido ao decréscimo de *Chaoborus sp.* A= *M. contortu*; B= *C. raciborskii*; C= *Bosmina cf freyi*; D= Copépodes; E= *Chaoborus sp.* Os círculos maiores em vermelho

representam efeito positivo na população, os círculos pequenos amarelos representam redução populacional e os círculos brancos indicam nenhum efeito na população. .... 38

**Figura 19.** Modelo de teias alimentares hipoteticamente controladas por força *top-down*. (g) representa estação chuvosa com o acréscimo de *Chaoborus* sp e (h) estação seca com o decréscimo de *Chaoborus* sp. A= *M. contortu*; B= *C. raciborskii*; C= *Bosmina cf freyi*; D= Copépodes; E= *Chaoborus* sp. Os círculos maiores em vermelho representam efeito positivo na população, os círculos pequenos amarelos representam redução populacional e os círculos brancos indicam nenhum efeito na população ..... 39

**Figura 20.** Cepa tóxica de *C. raciborskii*. Aumento de 400x..... 67

**Figura 21.** Cepa de *C. raciborskii* com filamentos grandes. Aumento de 200x..... 67

**Figura 22.** Cepa de *C. raciborskii* com filamentos pequenos. Aumento de 400x..... 68

**Figura 23.** Cultura de *Monoraphidium contortum*. Aumento de 400x..... 68

**Figura 24.** *Bosmina freyi* em amostra retiradas do Reservatório de Itupararanga. Aumento de 200x. .... 69

**Figura 25.** *Bosmina freyi* alimentando-se de *M. contortum*. Aumento de 200x..... 69

**Figura 26.** *Chaoborus* sp em amostras do reservatório de Itupararanga. Imagem cedida por Giron. .... 70

## LISTA DE TABELAS

<b>Tabela 1.</b> Resumo dos principais conceitos e autores sobre regulação <i>top-down</i> e <i>botton-up</i> na comunidade plantônica.....	3
<b>Tabela 2.</b> Média e desvio padrão dos tamanhos ( $\mu\text{m}$ ) dos filamentos de <i>C.raciborskii</i> e das células de <i>M.contortum</i> nos frascos controles e experimentais no início e final do experimento. <i>Cy.tox</i> (cepa tóxica de <i>C. raciborskii</i> ); <i>Cy.grd</i> (cepa de <i>C.raciborskii</i> com filamentos grandes); <i>Cy.peq</i> (cepa de <i>C.raciborskii</i> com filamentos pequenos). .....	21
<b>Tabela 3.</b> Média e desvio padrão das densidades ( $\text{ind.mL}^{-1}$ ) de <i>C.raciborskii</i> e <i>M. contortum</i> nos frascos controles e experimentais no início e no final do experimento. <i>Cy.tox</i> (cepa tóxica de <i>C. raciborskii</i> ); <i>Cy.grd</i> (cepa de <i>C.raciborskii</i> com filamentos grandes); <i>Cy.peq</i> (cepa de <i>C.raciborskii</i> com filamentos pequenos).....	22
<b>Tabela 4.</b> Média e desvio padrão dos volumes celulares ( $\mu\text{m}^3$ ) de <i>C.raciborskii</i> e <i>M. contortum</i> nos controles e experimentos iniciais e finais. <i>M</i> (Média); <i>DV</i> (Desvio Padrão); <i>Cy.tox</i> (cepa tóxica de <i>C. raciborskii</i> ); <i>Cy. grd</i> (cepa de <i>C.raciborskii</i> com filamentos grandes).....	23
<b>Tabela 5.</b> Síntese dos resultados do teste realizado de preferência alimentar de <i>B. freyi</i> entre <i>M.contortum</i> e <i>C. raciborskii</i> filamento pequeno.....	32
<b>Tabela 6.</b> Composição do meio de cultura L.C.Oligo. ....	65
<b>Tabela 7.</b> Composição do meio de cultura ASM-1. ....	66

## SUMÁRIO

1.	INTRODUÇÃO .....	1
1.1	Teias alimentares e forças <i>top-down</i> e <i>bottom-up</i> em ecossistemas aquáticos..	1
1.2	Resistência das cianobactérias ao “grazing” (herbivoria).....	4
1.3	Dinâmica da comunidade planctônica no reservatório de Itupararanga .....	5
1.4	Caracterização das espécies .....	6
1.4.1	Cianobactéria <i>Cylindrospermopsis raciborskii</i> .....	6
1.4.2	Clorofíceia <i>Monoraphidium contortum</i> .....	8
1.4.3	Cladóceros <i>Bosmina spp</i> .....	8
2	HIPÓTESES.....	10
3	OBJETIVOS.....	12
3.1	Objetivo geral .....	12
3.2	Objetivos específicos .....	12
4	MATERIAL E MÉTODOS .....	13
4.1	Coleta e Manutenção da cultura de <i>Bosmina freyi</i> em laboratório .....	13
4.2	Cultivo de <i>Pseudokirchneriella subcapitata</i> .....	13
4.3	Cultivo de <i>Cylindrospermopsis raciborskii</i> e <i>Monoraphidium contortum</i> .....	14
4.4	Triagem das cepas de <i>Cylindrospermopsis raciborskii</i> .....	14
4.5	Experimentos de herbivoria .....	15
4.6	Análise de dados .....	19
4.7	Modelo qualitativo .....	19
5	RESULTADOS.....	21
5.1	Tamanho dos filamentos e das células, Densidade, Volume celular. ....	21
5.2	Biovolume.....	23
5.3	Taxas de filtração e ingestão.....	27
5.4	Experimento de preferência alimentar .....	31
5.5	5.5.Modelos qualitativos.....	35
6	DISCUSSÃO.....	40
6.1	Experimentos de herbivoria .....	40
6.2	Relações ecológicas na teia planctônica do Reservatório Itupararanga.....	48
7	CONCLUSÕES.....	52
8	PERSPECTIVAS FUTURAS .....	54
	REFERÊNCIAS .....	55

ANEXOS.....	68
APÊNDICE.....	70

# 1. INTRODUÇÃO

## 1.1 Teias alimentares e forças *top-down* e *bottom-up* em ecossistemas aquáticos

Em sistemas aquáticos, as interações da teia alimentar influenciam fortemente a produção pesqueira, ciclos biogeoquímicos e as respostas do ecossistema à eutrofização antrópica. Devido a essa importância das interações, estudos ecológicos têm sido realizados para entender a sua dinâmica e influência nestes ecossistemas (Brett e Goldman, 1997).

Para a compreensão de qualquer ecossistema é necessário ter conhecimento sobre sua teia alimentar, na qual ocorrem processos importantes, como fluxo de energia e matéria entre os níveis tróficos (Pomeroy, 1974).

As teorias sobre a estrutura da teia alimentar pelágica sofreram várias mudanças ao longo das últimas décadas. Os conceitos clássicos trazem o fitoplâncton na base como os produtores, zooplâncton como os principais herbívoros no segundo nível trófico e os peixes planctívoros, no terceiro nível (Sommer *et al.*, 2002).

No entanto Pomeroy (1974) propõe um paradigma diferente, no qual as bactérias passam a ser importantes constituintes da teia alimentar. Este novo modelo foi corroborado a partir de novos métodos na década de 80 do século passado quando foi possível estimar com precisão maior a abundância e as taxas de produção das bactérias (Azaret *et al.*, 1983).

Os fatores controladores da biomassa e abundância dos organismos na teia alimentar ainda são muito estudados (Sellami *et al.*, 2012;; Shurin *et al.*, 2012; Saille *et al.*, 2013; Ferrareze e Nogueira, 2013). Além de fatores físicos, como temperatura e oxigênio dissolvido os fatores bióticos também podem influenciar na composição, distribuição e dinâmica de uma comunidade aquática (Sellami *et al.*, 2012). Conforme McQueen *et al.* (1986), existem dois mecanismos de regulação biológica principais que atuam em uma teia alimentar. A regulação ascendente, conhecida por controle *bottom-up* (de baixo para cima), afirma que a biomassa fitoplanctônica que é controlada pelos recursos do ambiente, determina os níveis tróficos superiores. E a regulação descendente, chamada de *top-down* (de cima para baixo), em que os consumidores assumem papel

controlador da biomassa nos níveis tróficos inferiores. (McQueen *et al.*, 1986; Brett e Goldman, 1996)

O controle *bottom-up* prediz que as concentrações de nutrientes disponíveis em meio aquático influenciam a biomassa total do fitoplâncton, sua composição taxonômica, bem como sua distribuição. (Dillon e Riglet 1974; Smith 1990; Watson *et al.* 1992; Proulx *et al.*, 1996; Ferrareze e Nogueira, 2013)

Segundo Sommer e Sommer (2006), o conceito de cascata trófica (Paine, 1980) foi aplicado pela primeira vez em sistemas pelágicos por Carpenter *et al* (1985). Estes últimos autores propuseram que quando há aumento de piscivoria, ocorre diminuição de peixes planctívoros, aumentando assim a densidade de zooplâncton herbívoros e por fim aumentando a pressão no fitoplâncton, fazendo com que a densidade desta última comunidade diminua.

McQueen *et al* (1986) propõem que a influência *bottom-up* é mais forte na base da teia alimentar, enfraquecendo em níveis superiores e em contrapartida o controle *top-down* tem maior influência no topo da teia alimentar, diminuindo nos níveis tróficos inferiores. Por exemplo, a comunidade zooplânctônica é mais afetada por seus predadores do que devido à quantidade de nutrientes, ao passo que a biomassa do fitoplâncton é mais influenciada pela quantidade de nutrientes disponíveis no ambiente do que por outros níveis tróficos (Brett e Goldman, 1997).

Há também comunidades que são determinadas tanto pelo controle *bottom-up* quanto pelo *top-down*. Por exemplo, Sellami *et al* (2012) verificou que a dinâmica sazonal da comunidade zooplânctônica foi determinada pelo fitoplâncton, com destaque a períodos onde houve proliferações de cianobactérias, levando a redução da diversidade zooplânctônica. Além disso, verificou-se que o efeito *top-down* exercido pelos peixes planctívoros também afetou a comunidade planctônica do reservatório em estudo.

Tradicionalmente associam-se altas densidades de cianobactérias com mudanças na temperatura da água, radiação solar e quantidade de nutrientes disponíveis, principalmente fósforo e nitrogênio (Falconer, 2005).

No entanto, há evidências de que proliferações de cianobactérias podem estar sendo controladas por regulação *top-down* de forma direta ou indireta (Kâ *et al* 2012). Segundo Lehman e Sandgren (1985) e Lynch e Shapiro (1981) *apud* (Low *et al.*, 2010) a alimentação preferencial leva ao declínio de certos gêneros fitoplânctônicos, e desta forma indiretamente promove o crescimento de seus competidores. Por exemplo,



quando o zooplâncton alimenta-se preferencialmente de organismos considerados comestíveis, o predomínio de cianobactérias “não comestíveis” é favorecido.

Um recente estudo, sobre hábitos alimentares de copépodes indica que a preferência alimentar destes organismos por clorofíceas facilitou a acumulação de cianobactérias em um reservatório subtropical (Hong *et al.*, 2013).

Acuña *et al.*, (2008) resumem o histórico do conhecimento a respeito das pesquisas realizadas sobre a regulação *top-down* e *bottom-up* em comunidades planctônicas, conforme mostrado na tabela 1.

**Tabela 1. Resumo dos principais conceitos e autores sobre regulação top-down e bottom-up na comunidade plantônica**

Autores e ano	Resumo do conceito
Hairston <i>et al.</i> , (1960) *	A biomassa fitoplanctônica é regulada pela disponibilidade de recursos (regulação <i>bottom-up</i> )
Carpenter <i>et al.</i> , (1985) *	Os predadores exercem controle sobre os níveis tróficos inferiores, através da chamada cascata trófica. (Regulação <i>top-down</i> )
McQueen <i>et al.</i> , (1986) *	O controle a partir dos recursos seria mais forte nos níveis tróficos inferiores, enquanto que o controle pelos predadores seria mais forte nos níveis superiores.
Briand <i>et al.</i> , (2002); Engström-Öst <i>et al.</i> , (2012); Ferrareze e Nogueira (2013)	Cianobactérias são controladas por força <i>bottom-up</i> .
Kasprzak <i>et al.</i> , (2007); Sellami <i>et al.</i> , (2012); Hong <i>et al.</i> , (2013)	Proliferações de cianobactérias são controladas por <i>top-down</i> devido aos seus mecanismos de defesa.

\*Adaptado de Acuña *et al.*, (2008).

Atualmente as cianobacterias têm sido muito estudadas, uma vez que estas são altamente invasivas e podem ser tóxicas, causando prejuízos em populações humanas. Além disso, é possível perceber que há um esforço para compreender melhor as causas que garantem o sucesso ecológico destes organismos potencialmente nocivos.

## **1.2 Resistência das cianobactérias ao “grazing” (herbivoria)**

As cianobactérias têm sido caracterizadas como alimento inadequado para o zooplâncton desde o início do estudo destas populações (Dehn, 1930, *apud* Lampert, 1987). Alguns autores (Porter e Orcutt, 1980; Lampert, 1987; DeMott e Moxter, 1991) explicam que três características das cianobactérias limitam seu consumo pelo zooplâncton: tamanho e forma da célula, qualidade nutricional e toxicidade.

Lampert (1987) relata que as cianobactérias podem ser filamentosas ou formarem grandes colônias, o que pode afetar a alimentação de organismos zooplanctônicos, principalmente os que são filtradores.

Uma vez que ocorra ingestão de células individuais, filamentos curtos, ou colônias pequenas de cianobactérias, estas podem não ser digeridas e assimiladas ou ainda podem ser nutricionalmente pobres para o metabolismo do zooplâncton. Segundo Huisman *et al.* (2005), cianobactérias possuem baixos níveis de ácidos graxos poli-insaturados em comparação com outros grupos fitoplanctônicos o que são importantes para o desenvolvimento do zooplâncton. Assim, a ingestão de cianobactérias podem causar redução no crescimento, na reprodução e até mesmo na sobrevivência de seus consumidores (Lampert, 1987).

Um dos primeiros estudos sobre a atividade alimentar do zooplâncton em água doce foram feitos com *Daphnia* (Burns, 1968; Porter e MacDonough, 1984). Estes autores constataram em estudos de laboratório que partículas grandes assim como cianobactérias filamentosas reduzem a eficiência da filtração por estes herbívoros.

Experimentos em laboratório mostraram também que cianotoxinas produzidas por alguns gêneros, podem inibir ou levar a morte cladóceros (De Mott e Moxter, 1991; Ferrão-Filho *et al.*, 2000; Ferrão-Filho e Azevedo, 2003); copépodes (DeMott e Moxter, 1991; Kurmayer e Juttner, 1999) e rotíferos (Rothhaupt, 1991).

Fulton e Paerl (1987) observaram que *M. aeruginosa* tanto na forma unicelular, como colonial, não foi consumida por copépodes, sugerindo que ausência de consumo, provavelmente pelo reconhecimento de produtos tóxicos associados a *M. aeruginosa* e não por causa do tamanho ou forma das células desta cianobactéria.

### 1.3 Dinâmica da comunidade planctônica no reservatório de Itupararanga

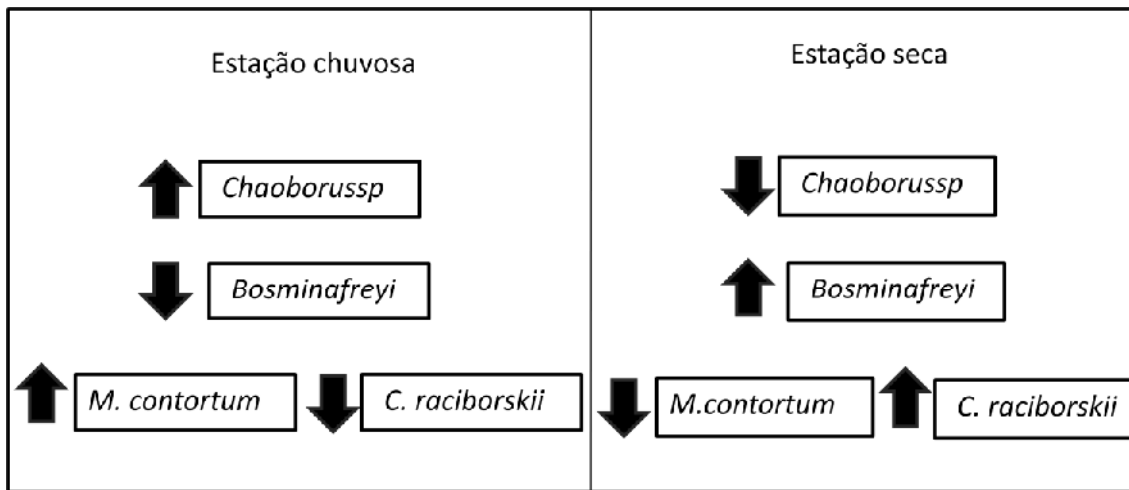
O reservatório de Itupararanga está inserido na região da bacia do alto Tietê, no estado de São Paulo. Este é um importante manancial devido a suas águas abastecerem Sorocaba e região (Beu *et al* 2011).

Estudos recentes neste reservatório tiveram como objetivo estudar a dinâmica diária e sazonal da comunidade planctônica e relacionar estas mudanças com características bióticas e abióticas deste ambiente aquático (Giron, 2013; Casali, em preparação).

Casali (em preparação) relatou que os organismos fitoplanctônicos dominantes neste reservatório são a cianobactéria potencialmente tóxica *Cylindrospermopsis raciborskii* e a clorofícea *Monoraphidium contortum*.

A mesma autora relatou uma interessante variação sazonal destas duas espécies. Na estação seca observam-se altas densidades *C.raciborskii* e redução da população de *M.contortum*. No período chuvoso, houve diminuição da população de *C. raciborskii* e aumento de *M. contortum*. Casali (em preparação) ainda relatou que não foi encontrada uma resposta direta para a variação da comunidade em função de fatores abióticos, apesar da variação sazonal observada.

Ainda no mesmo reservatório, Giron (2013), ao estudar a comunidade zooplanctônica (exceto rotíferos) verificou outra importante variação sazonal. A autora constatou alta densidade de uma larva de inseto do gênero *Chaoborus* e baixa densidade do cladóceros *Bosmina freyi* na estação chuvosa. Em contrapartida, na estação seca observaram-se altas densidades de *Bosmina freyi* e presença não significativa de *Chaoborus sp*. A figura 1 apresenta um esquema ilustrando a variação sazonal dos organismos planctônicos do reservatório de Itupararanga.



**Figura 1.** Esquema ilustrando a atual dinâmica sazonal da comunidade planctônica do reservatório de Itupararanga. As setas para cima indicam aumento populacional e as setas para baixo, diminuição populacional. Adaptado de Giron (2013) e Casali (em andamento).

Assim como os estudos de Giron (2013) e Casali (em preparação) este trabalho também está inserido no projeto temático “Contribuição ao conhecimento do ciclo do carbono no reservatório de Itupararanga como subsídio para a sustentabilidade da Bacia Hidrográfica do Rio Sorocaba (SP)”, coordenado pela professora Titular Dr. Maria do Carmo Calijuri, e visa contribuir com dados que auxiliem no melhor entendimento das relações ecológicas do plâncton neste reservatório. Para que isso fosse possível o primeiro passo foi realizar um estudo aprofundado sobre as espécies fitoplanctônicas e zooplanctônicas mais abundantes do reservatório e a partir deste ponto surgiu a proposta deste estudo.

## 1.4 Caracterização das espécies

### 1.4.1 *Cylindrospermopsis raciborskii*

Os padrões de distribuição de todas as espécies fitoplanctônicas ainda são pouco conhecidos, entretanto, a cianobactéria *Cylindrospermopsis raciborskii* (Woloszynka) Seenaya e Subba Raju (1972), tem sido uma das mais estudadas atualmente por ser uma espécie invasora em diversos ambientes de águas continentais do mundo, além de ser potencialmente tóxica, podendo causar problemas a saúde humana (Vidal e Kruk, 2008).

Proliferações de *Cylindrospermopsis raciborskii* são conhecidas como típicas de ambientes tropicais (Padisak, 1997). No entanto, estudos recentes mostram que

proliferações de *C. raciborskii* têm ocorrido também em ambientes subtropicais (Vidal e Kruk, 2008; Everson *et al.*, 2011) e temperados (Hamilton *et al.*, 2005).

Sinha *et al.* (2012) atribuem esse sucesso adaptativo em ambientes diversificados devido a vários fatores que garantiram vantagem competitiva de *C. raciborskii* sobre outras espécies do fitoplâncton, como a tolerância às baixas concentrações de fósforo e nitrogênio.

A tolerância às baixas concentrações de fósforo se deve ao fato de estas cianobactérias terem maior capacidade de absorção e afinidade por fósforo do que outros organismos (Istvánovics *et al.*, 2000). Já a tolerância a baixas concentrações de nitrogênio está relacionada à presença de células especializadas originadas a partir de células vegetativas, chamadas de heterocistos. Estas células apresentam uma espessa parede celular, que garante um ambiente anaeróbico em seu interior necessário para fixação biológica de gás nitrogênio (N<sub>2</sub>), permitindo assim a sobrevivência de *C. raciborskii* em ambientes com deficiência de nitrogênio dissolvido (Everson *et al.*, 2011).

Outra célula especializada presente em *C. raciborskii* que lhe traz vantagem adaptativa é o acineto. Esta célula é formada em condições desfavoráveis do ambiente, como uma estrutura de resistência. Quando o ambiente volta a ser propício, o acineto inicia sua divisão, formando tricomas vegetativos (Everson *et al.*, 2011).

Também são fatores importantes para garantir a sobrevivência desta cianobactéria em diversos ambientes: a capacidade de se locomover na coluna d'água através de vesículas de gás, tolerância às baixas intensidades luminosas e mudanças de temperatura, capacidade de absorção de amônia e resistência à herbivoria devido sua toxicidade (Padisák, 1997; Briand *et al.*, 2002; Figueredo *et al.*, 2007).

*C. raciborskii* pode produzir dois tipos de cianotoxinas, a cilindrospermopsina e a saxitoxina. A cilindrospermopsina é um tipo de hepatoxina que inibe a síntese de proteínas, prejudicando estruturas e podendo causar necrose do fígado, rins, pulmões, coração e mucosa gástrica. Já a saxitoxina, é um tipo de neurotoxina que bloqueia canais de sódio das células nervosas, podendo causar paralisação, hipotensão e falhas respiratórias (Kuiper-Goodman *et al.* 1999).

#### **1.4.2 *Monoraphidium contortum***

O *Monoraphidium contortum* (Thuret) Komárková-Legnerová (1969) é uma clorofícea geralmente solitária que possui forma fusiforme-alongada, cloroplasto único, não possui pirenoide e seu comprimento pode variar entre 7-45µm, com largura 1-5,2µm. (John e Tsarenko, 2002).

Registros desta clorofícea vêm sendo feitos em outros reservatórios do Brasil (Delazari-Barroso *et al.*, 2007; Rodrigues *et al.*, 2010 ), assim como no de Itupararanga (Casali, em preparação)

Vargas (2012) simulou ambientes com diferentes graus de trofia para analisar a interação entre a cianobactéria *C. raciborskii* e *M. contortum*. Neste estudo verificou-se que o crescimento de *C. raciborskii* não foi afetado pela presença de *M. contortum* e que esta clorofícea apresentou melhor desempenho em seu crescimento em ambientes mais eutrofizados, no entanto, há evidências de que a cianobactéria pode reduzir o crescimento da clorofícea.

#### **1.4.3 *Bosmina sp***

Os cladóceros são importantes constituintes do zooplâncton de água doce. Estes organismos podem habitar desde pequenos volumes de água contidos em fitotelmata e em cavidades de troncos de plantas terrestres, como também pequenas poças e pântanos até os corpos de água maiores, onde atingem maior diversificação como nas lagoas, lagos, canais e reservatórios (Rocha *et al.*, 2011).

A maioria das espécies de cladóceros são filtradores, sendo que seus principais alimentos são algas, bactérias e detritos. Estes organismos filtram a água através das finas malhas de seus apêndices filtradores, recolhendo assim um grande número de células de uma só vez. As algas retidas pelos apêndices filtradores são então levadas pelos apêndices bucais para a região da boca, onde são ingeridas (Esteves, 1998).

Os principais fatores que interferem nas taxas de filtração destes organismos, segundo Esteves (1998) são:

- a) Tamanho do animal: quanto maior o indivíduo de uma espécie zooplancônica, maior será a taxa de filtração;
- b) Tamanho da partícula: quanto maior a partícula menor a taxa de filtração;
- c) Qualidade do alimento: alimentos com maior valor nutricional são melhor aproveitados, aumentando assim as taxas de reprodução dos cladóceros;

d) Temperatura: temperaturas mais elevadas podem aumentar as taxas de filtração, exceto quando o valor da temperatura ótima é ultrapassado.

Segundo Rocha *et al.* (2011), no Estado de São Paulo há registros de espécies pertencentes a todas as sete famílias da Ordem Anomopoda (Sididae, Moinidae, Daphnidae, Bosminidae, Macrothricidae Ilyocryptidae e Chydoridae). Dentre estas famílias, destaca-se a Bosminidae, com registros de *Bosmina longirostris* em vários lagos e reservatórios do Brasil (Pedroso e Rocha, 2005; Sendacz, *et al.*, 2006).

É importante ressaltar aqui que a identificação de *Bosmina longirostris* pode ser difícil e muitas vezes a espécie é registrada de maneira errada. Elmoor-Loureiro *et al.* (2004), relatam que depois da reavaliação de espécies norte americanas de *Bosmina* feita por De Melo e Hebert (1994), observou-se que em alguns registros brasileiros espécies identificadas como *Bosmina longirostris* eram na verdade *Bosmina freyi* (De Melo e Hebert, 1994).

Como *Bosmina freyi* foi descrita recentemente, não há estudos de herbivoria, e apenas poucos estudos sobre o ciclo de vida para esta espécie foram encontrados (Acharya *et al.* 2005), por isso foi utilizado na fundamentação teórica o conhecimento já existente sobre a espécie *Bosmina longirostris*.

Alguns estudos sobre os hábitos alimentares de *Bosmina longirostris* foram realizados nas décadas passadas devido à importância destes cladóceros nas redes tróficas, por desempenhar papel de consumidores primários (Gliwicz, 1969; De Mott, 1982; De Mott e Kerfoot, 1982; DeMott, 1985). No entanto devido a dificuldades no cultivo deste cladóceros, poucos estudos recentes sobre hábitos alimentares deste organismo foram encontrados.

Experimentos em laboratório verificaram que *Bosmina* possui mecanismos morfológicos e comportamentais seletivos que permitem maior taxa de ingestão em ambientes com baixa concentração de alimentos e que oferecem vantagem competitiva sobre outros organismos, como as Daphnias. Além disso, Bosminas usam um modo duplo de alimentação, combinando filtragem passiva com a captura ativa de partículas (De Mott e Kerfoot, 1982).

Um importante predador do gênero *Bosmina* é a larva de *Chaoborus* (Lewis, 1977; Elser *et al.*, 1987; Yan *et al.*, 1991; Arcifa, 2000; Jäger *et al.*, 2011). Alguns estudos verificaram que há um declínio da população de *Bosmina* em ambientes que coincidem com altas densidades de *Chaoborus* (Yan *et al.*, 1991; Arcifa *et al.*, 1992; Jäger *et al.*, 2011)

## 2 HIPÓTESES

Depois de analisar a dinâmica sazonal planctônica do reservatório de Itupararanga, através de Giron (2013) e Casali (em andamento), e relacioná-la com as características das espécies mais abundantes da represa, foi possível fazer algumas inferências.

A presença ou ausência do *Chaoborus* pode estar causando impacto nos níveis tróficos inferiores pelo efeito em cascata da seguinte maneira:

- Na estação chuvosa a presença do *Chaoborus sp* poderia acarretar aumento da predação de *Bosmina freyi*, diminuindo assim a herbivoria em *M.contortum*, o que levaria ao aumento desta população fazendo com que o predomínio de cianobacteria diminua, pois ambas estão competindo por recurso.
- Na estação seca, ocorre o inverso, a ausência de *Chaoborus* permite que a população de *B.freyi* aumente e, portanto, como teoricamente este cladocero prefere alimentar-se de clorofíceas, como *M.contortum*, a pressão nesta população seria maior reduzindo-a, e assim faz com que sua competidora, a cianobacteria *C.raciborskii* aumente sua predominância no ambiente.

Como já é bem estabelecido na literatura que *Chaoborus* pode causar o declínio em populações de *Bosmina*, este presente estudo concentrou esforços experimentais na relação entre o *Bosmina*, *M.contortum* e *C.raciborskii* para assim compreender melhor a importância deste cladocero como estruturador do fitoplancton no reservatório de Itupararanga.

Assim desenvolveu-se a hipótese de que a comunidade planctônica pode estar sendo influenciada por forças *top-down*.

Visto que as cianobactérias podem ser resistentes ao grazing devido ao tamanho da célula, qualidade nutricional e toxicidade as seguintes hipóteses foram elaboradas:

1. Entre cepa não tóxica *C.raciborskii* e *M.contortum*, *Bosmina freyi* alimenta-se preferencialmente de *M.contortum*
2. *Bosmina freyi* apresenta maiores taxas de filtração e ingestão quando alimentadas por partículas menores, como o *M. contortum*.



3. Entre cepa tóxica e não tóxica de *C.raciborskii*, *B.freyi* alimenta-se mais da cepa não tóxica.
4. Entre *M.contortum* e cepa tóxica de *C.raciborskii*, *Bosmina freyi* apresenta maiores taxas de filtração e ingestão quando se alimenta da clorofíceia

### **3 OBJETIVOS**

#### **3.1 Objetivo geral**

Avaliar a importância do cladóceros *Bosmina freyi* como consumidor das espécies fitoplanctônicas: *Monoraphidium contortum* e *Cylindrospermopsis raciborskii* para melhor entender o papel ecológico deste organismo na teia alimentar planctônica no reservatório de Itupararanga.

#### **3.2 Objetivos específicos**

- I. Avaliar as diferenças de taxas de ingestão e filtração de *Bosmina freyi* entre *M. contortum* e *C. raciborskii*.
- II. Avaliar diferenças de taxas de ingestão e filtração de *Bosmina freyi* entre cepas contendo filamentos de tamanhos diferentes de *C. raciborskii*.
- III. Avaliar diferenças de taxas de ingestão e filtração de *Bosmina freyi* entre cepas tóxicas e não tóxicas de *C. raciborskii*.
- IV. Avaliar a diferença entre as taxas de filtração e ingestão quando calculadas pela densidade e biovolume da população.
- V. Fazer uma análise qualitativa sobre a atual estrutura da comunidade planctônica do Reservatório de Itupararanga simulando os efeitos positivos e negativos na população de *Chaoborus sp.*

## 4 MATERIAL E MÉTODOS

### 4.1 Coleta e Manutenção da cultura de *Bosmina freyi* em laboratório

Foi realizada uma coleta no mês de Outubro de 2012 em dois pontos do reservatório de Itupararanga. Com o auxílio de uma rede zooplanctônica de abertura de malha 62µm foram feitos arrastes horizontais e verticais. As amostras foram mantidas em frascos opacos semi abertos em caixa térmica contendo gelo químico até o laboratório de Diversidade Animal localizado na UFSCar – Sorocaba.

No laboratório, as amostras foram colocadas em câmara de sedimentação Utermohl de 5mL e observadas em microscópio invertido Labomed, modelo TCM 400 com aumento de 400x.

Com o auxílio de pipeta de Pasteur, indivíduos da espécie *Bosmina freyi* foram isolados em beckers de 250 mL contendo água mineral e mantidos em estufa à temperatura de 24°C com fotoperíodo de 16 horas.

Os cladóceros foram alimentados duas vezes por semana com a alga *Pseudokirchneriella subcapitata*. Adotou-se como alimento uma alga diferente daquela que foi oferecida nos testes de herbivoria para evitar que durante os testes *Bosmina freyi* preferisse alimentar-se de organismos dos quais já estivesse habituada.

### 4.2 Cultivo de *Pseudokirchneriella subcapitata*

A alga *Pseudokirchneriella subcapitata* foi fornecida pelo laboratório de Ecotoxicologia e Limnologia Prof<sup>o</sup> Dr. Abílio Lopes de Oliveira Neto (LEAL) da Faculdade de Tecnologia – Unicamp em Limeira.

O meio de cultura utilizado para o cultivo de *Pseudokirchneriella subcapitata* foi o L.C.Oligo, no qual era autoclavado a 121° por 20 minutos. Os repiques foram feitos mensalmente em condições assépticas e os inóculos foram incubados a 24° C, com luz contínua, por um período de 7 dias.

Após a incubação as culturas foram vertidas em tubos falcon e centrifugadas à 2500 rpm durante 10 minutos à temperatura ambiente. O sobrenadante foi descartado e posteriormente adicionou-se água mineral estéril para ressuspender as algas que foram armazenadas em frascos autoclavados e condicionados na geladeira.

### **4.3 Cultivo de *Cylindrospermopsis raciborskii* e *Monoraphidium contortum***

Uma cepa de *M. contortum* e cinco cepas de *C. raciborski* isoladas do reservatório de Itupararanga foram fornecidas pelo Laboratório de Biotoxicologia em Águas Continentais e Efluentes (BIOTACE) da Escola de Engenharia de São Carlos – USP.

Em condições assépticas as cepas das duas espécies foram inoculadas em tubos de ensaio de vidro com tampa, contendo meio de cultura ASM-1 na proporção de 1:10 previamente autoclavado a 121°C por 20 minutos, com pH ajustado para 7,9 e tamponado com TRIS (0,5 g.L<sup>-1</sup>). Os tubos foram armazenados em estufa a 22 ° C e fotoperíodo de 12 horas. Para a manutenção das culturas foram feitos repiques quinzenalmente nas mesmas condições citadas anteriormente.

### **4.4 Triagem das cepas de *Cylindrospermopsis raciborskii***

Amostras de 1mL das culturas isoladas foram diluídas com água destilada na proporção de 1:1 para evitar sobreposição de filamentos no momento da medição. Cinquenta indivíduos de cada cepa foram medidos aleatoriamente de modo padronizado para evitar a contagem de indivíduos mais de uma vez. As medições foram feitas em microscópio óptico invertido Labomed, modelo TCM 400, com o auxílio do programa Pixel-Pró.

Foram selecionadas 3 cepas de *Cylindrospermopsis raciborskii* para a realização dos experimentos de herbivoria: uma cepa tóxica que produz saxitoxina (produção da toxina foi determinada por Vargas (2012)), uma cepa com comprimento de filamentos maiores e a cepa com filamentos menores. Para facilitar a compreensão, optou-se por utilizar siglas para identificar os tipos de alimento oferecidos da seguinte maneira: *Cy.tox* (Cepa tóxica de *Cylindrospermopsis raciborskii*), *Cy.grd* e *Cy.peq* (cepa de *C. raciborskii* com filamentos grandes e pequenos respectivamente).

## 4.5 Experimentos de herbivoria

Foram oferecidos culturas monoespecíficas de *M.contortum*, *Cy.grd*, *Cy.peq* e *Cy.tox* à *Bosmina freyi*. Além disso, foram realizados experimentos de preferência alimentar onde ofereceu-se em conjunto 50% *M.contortum* e 50% *Cy.peq* (filamentos de tamanho pequeno mais próximo a da clorofíceia) para verificar se *B. freyi* seleciona o alimento.

Nos dias dos experimentos, indivíduos adultos de *Bosmina freyi* com tamanhos semelhantes foram selecionados, armazenados em placas de Petri contendo apenas água de cultivo, sem a presença de alimento. Os indivíduos ficaram nestes recipientes até o início dos experimentos.

Para cada tratamento foram utilizados 10 frascos contendo 5 indivíduos de *Bosmina freyi* e 10 frascos controle, nos quais foram adicionados apenas o conteúdo alimentar sem a presença de *Bosmina*. Os controles foram necessários para verificar se houve crescimento das espécies fitoplanctônicas entre o início e o final do experimento. Os experimentos estão esquematizados na figura 2.

Todos os tratamentos e controles tiveram concentrações iniciais iguais de *M.contortum* e *C.raciborskii* com biovolumes médios entre  $9,8 \times 10^6$  a  $1,3 \times 10^7 \mu\text{m}^3\text{mL}^{-1}$  (diferença não significativa) o que se assemelha ao biovolume algal encontrado em condições eutróficas (Lüring, 2003). No experimento de preferência alimentar as duas espécies oferecidas, *M.contortum* e *Cy.peq*, tiveram biovolumes iniciais aproximadamente  $5 \times 10^6 \mu\text{m}^3\text{mL}^{-1}$ .

É importante ressaltar que já é estabelecido pela literatura (DeMott, 1982; Urabe, 1990) que *Bosmina*, entre algas e bactérias, prefere alimentar-se de algas. Por isso assume-se neste trabalho que as bactérias não interferiram nos resultados dos experimentos.

Todos os frascos foram incubados por 24 horas em estufa, no escuro a temperatura constante 24° C. Após o final do experimento os organismos zooplanctônicos foram retirados dos frascos e fixados com álcool 70% para posterior medição. Para a contagem das concentrações do fitoplâncton foram retirados 1 mL de cada frasco tanto dos tratamentos quanto dos controles antes do início e depois do período de incubação. Este procedimento resultou em 120 amostras, nas quais foram fixadas com lugol acético, para contagem das densidades, volume celular e biovolume.

Para calcular o biovolume é necessário calcular a densidade celular e média do volume celular de 30 indivíduos de cada espécie. Multiplicando estes dois fatores tem-se o biovolume (eq. 1).

$$B = D \times V(1)$$

Onde:

B= Biovolume

D= Densidade

V= Volume celular

A densidade foi calculada, conforme APHA (2005) (eq. 2), a partir da contagem de indivíduos em câmaras de Fuchs-Rosenthal com o auxílio do microscópio óptico.

$$D(\text{org} / \text{mL}) = \frac{C \times At}{Af \times F \times V} \quad (2)$$

Sendo:

D = densidade (Indivíduos.mL<sup>-1</sup>)

C = número de organismos contados

At (mm<sup>2</sup>) = área total do fundo da câmara de sedimentação

Af (mm<sup>2</sup>) = área do campo de contagem

F = número de campos contados

V (mL) = volume da amostra sedimentada

Hillebrand *et al* (1999) apresentam as formas geométricas e as equações necessárias para o cálculo do volume celular de várias espécies fitoplanctônicas. Os autores propõem que o gênero *Monoraphidium* apresenta forma de dois cones, cujo volume é calculado conforme equação 3. Já os tricomas de *Cylindrospermopsis* são semelhantes a cilindros, devido a isso seu volume é calculado pela equação 4.

$$Volume = \frac{\pi}{6} X d^2 X \frac{z}{2} \quad (3)$$

Onde:

d= diâmetro

z= altura

$$Volume = \frac{\pi}{4} X d^2 X C \quad (4)$$

Sendo

d= diâmetro

C= comprimento do organismo

A partir do biovolume e também das densidades dos tratamentos e dos controles foram calculadas as de taxas de filtração (eq. 5) e ingestão (eq.6).

$$F = (\ln C_c - \ln C_0) - (\ln C_e - \ln C_0) / t (V/N) \quad (5)$$

$$I = (C_c - C_e) (V/Nt) \quad (6)$$

Onde:

F é taxa de filtração em (mL.ind<sup>-1</sup>.h<sup>-1</sup>)

I é a taxa de ingestão (um<sup>3</sup>mL<sup>-1</sup>e células.ind<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup>)

C<sub>0</sub> é a concentração inicial de alga (um<sup>3</sup>mL<sup>-1</sup>e ind.mL<sup>-1</sup>)

C<sub>c</sub> é a concentração final de algas no frasco controle (um<sup>3</sup>mL<sup>-1</sup>e ind.mL<sup>-1</sup>)

C<sub>e</sub> é a concentração final de células de alga nos frascos experimentais (um<sup>3</sup> mL<sup>-1</sup>e ind.mL<sup>-1</sup>)

t é a duração do experimento (h)

V é o volume (mL) nos frascos

N é o número de indivíduos zooplantônicos nos frascos experimentais.

Taxa de filtração refere-se ao volume filtrado por unidade de tempo por um organismo zooplantônico. Já a taxa de ingestão é a quantidade de alimento (número de células, volume de alimento, peso seco, concentração de carbono) ingerido por um animal em um determinado tempo (Peters, 1984)

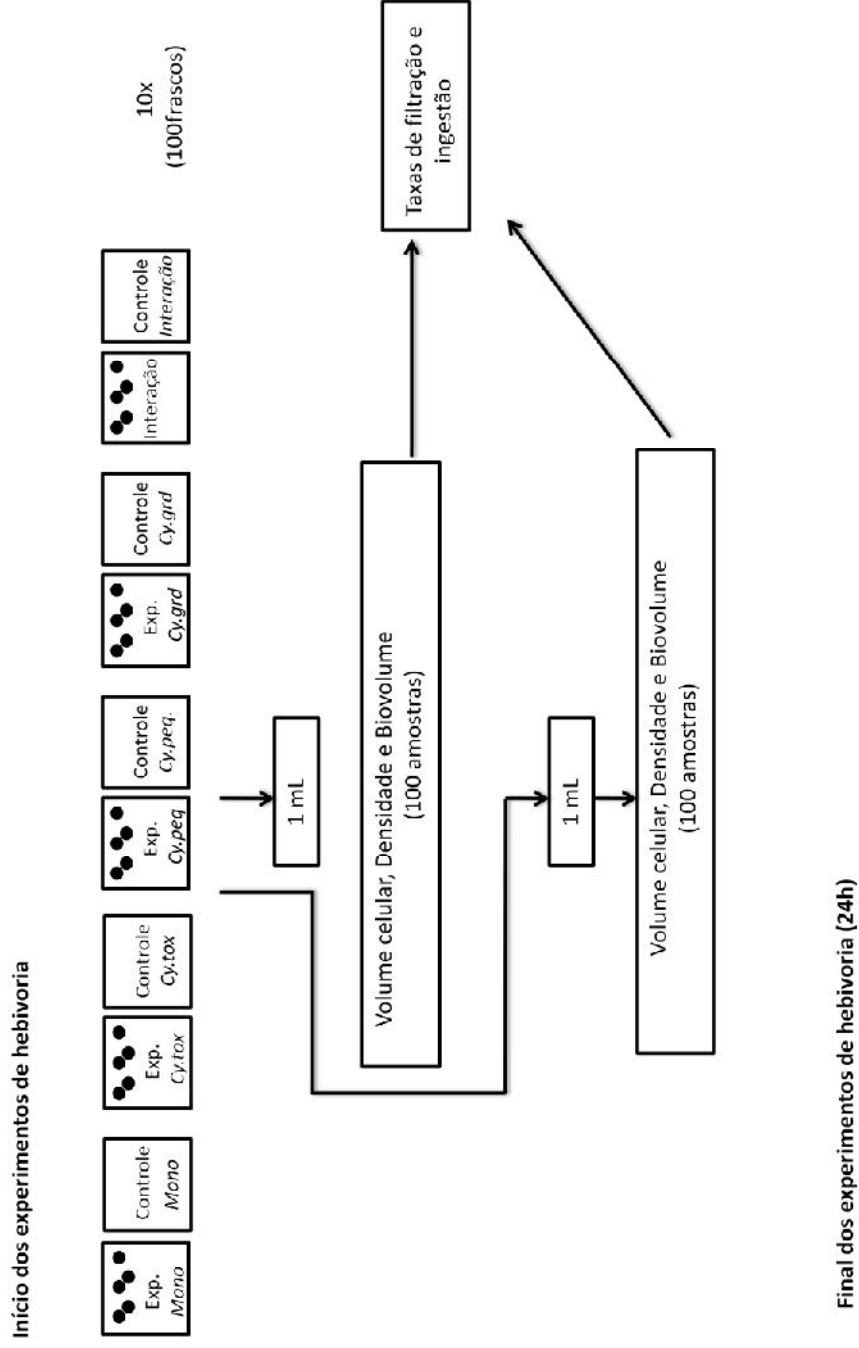


Figura 2. Esquema dos testes de herbivoria realizados até a elaboração desta dissertação. Cada tratamento e controle tiveram 10 réplicas, sendo que foi retirado 1ml de cada frasco no início e no final dos testes. Os pontos pretos representam 5 indivíduos de *Bosmina freyi*. Exp = Experimento; *Mono*= *M. contortum*; *Cy.tox*= cepa tóxica de *C. raciborskii*; *Cy.grd*= cepa de *C. raciborskii* com filamentos grandes.



## 4.6 Análise de dados

Inicialmente a normalidade de todos os dados foi testada pelo teste Shapiro-Wilk e a homogeneidade das variâncias foram analisadas pelo teste de Bartlett.

Os testes de normalidade e de homogeneidade das variâncias indicaram que alguns dados não apresentavam distribuição normal ou não tinham variâncias iguais. Segundo Paes (2008) frequentemente dados laboratoriais, como contagem de células ou dosagem de substâncias, não apresentam distribuição normal devido à grande variabilidade dos dados.

Zar (1995) relata que mesmo quando os pressupostos para aplicação do Teste *t-student* são violados, este teste é suficientemente robusto para suportar a não normalidade dos dados e também alguma desigualdade das variâncias. O autor ainda relata que isto é especialmente verdade se o número de amostras é igual, conforme realizado neste estudo.

Portanto em cada tratamento foi aplicado o teste *t-student* para avaliar se houve diferenças significativas no tamanho dos filamentos ou células, na densidade, no volume celular e no biovolume entre frascos experimentais e controles após o final do experimento. No teste de preferência alimentar entre *M.contortum* e *Cy.peq* as médias de cada variável também foram comparadas pelo teste *t-student*.

Como a ANOVA é mais sensível para dados não normais ou homogêneos, todos os dados de taxa de ingestão e filtração foram convertidos em log, para que a análise fosse feita corretamente.

Assim, para verificar se houve diferenças entre as taxas de ingestão e filtração dos diferentes tratamentos foi aplicado o teste ANOVA, seguida de um post hoc, o Teste de Tukey.

Em todos os testes estatísticos foi utilizado o software Statistic 7.0 ou RStudio e para indicar diferença significativa dos resultados foi adotado  $p \leq 0,05$ .

## 4.7 Modelo qualitativo

Com base nos dados de Casali (em andamento) e Giron (2012), descritas no item 1.3 foram feitas análises qualitativas sobre a atual estrutura da comunidade planctônica

do reservatório de Itupararanga. Estabeleceu-se então que os representantes para três níveis tróficos da comunidade foram os organismos dominantes.

As espécies que compõem o primeiro nível trófico da teia alimentar do reservatório de Itupararanga foram representadas por *Monoraphidium contortum* e por *Cylindrospermopsis raciborskii*. Os organismos exercendo papel de consumidores primários foram representados pela espécie *Bosmina freyi* (cladóceros) e pelos copépodes, uma vez que estes últimos também se alimentam de algas. No entanto, copépodes exercem ainda, papel de consumidores secundários, pois também predam cladóceros. Quanto aos copépodes, nenhuma espécie representante do grupo foi utilizada, pois foram observados poucos indivíduos adultos no reservatório, sendo a grande maioria dos organismos identificados como náuplios e copepoditos que não permitem a identificação no nível específico. Por fim, *Chaoborus sp.* foram estabelecidos como representantes do terceiro nível trófico nesta teia alimentar.

Após definir os principais organismos estruturadores da comunidade plânctonica do reservatório, foi feita modelagem qualitativa com a abordagem de *loop analysis*, utilizando o software Power Play disponível em *Ecological Archives* E083-022-S1-R2 (Dambacher *et al.*, 2002; Blackwood *et al.*, 2006).

O *loop analysis*, permite realizar previsões dos efeitos diretos positivos, negativos ou inalterados das variáveis do sistema (Ramsey e Veltman, 2005).

O sistema pode ser representado de duas formas, a primeira delas é em forma de diagramas, através de sinais. Os círculos são utilizados para representar as variáveis (populações) e existem dois tipos de sinais conforme o tipo de relação entre as variáveis: quando há um efeito positivo direto de uma variável sobre a outra, o final da linha de ligação será em forma de seta pontiaguda. Uma linha com um círculo sólido no final representa uma interação negativa. Quando há ausência de linha significa que não há interação direta entre duas variáveis (Bodini *et al.*, 1994).

A segunda forma de se representar um sistema é através de uma matriz, com os números -1,0 e 1 representando os efeitos entre as variáveis. (Bodini *et al.*, 1994). Através da matriz é possível realizar cálculos matemáticos que permitem realizar previsões como descritas em Puccia e Levins (1985).

Através do *Loop analysis* foram feitas previsões da dinâmica da teia alimentar da represa de Itupararanga no período seco e no chuvoso em duas situações: na primeira situação *Bosmina cf freyi* alimenta-se apenas de *M. contortum*, e na segunda além da clorofíceas, alimenta-se de *C. raciborskii*.

## 5 RESULTADOS

### 5.1 Tamanho dos filamentos e das células, Densidade, Volume celular.

Na tabela 2 são apresentados os tamanhos médios dos filamentos de *C.raciborskii* e das células de *M. contortum*. Conforme o esperado, as três cepas de *C.raciborskii* testadas neste estudo obtiveram tamanhos maiores quando comparado com *M.contortum*.

Não houve diferenças significativas nos tamanhos dos indivíduos entre os controles e experimentos de *Cy.grd* e *M.contortum* ao final do período de incubação com *B. freyi*. Porém, observou-se que houve redução significativa de tamanho dos filamentos de *Cy. peq*, *Cy.tox*. ( $p= 0,04$  e  $p<0,0001$ ), respectivamente.

**Tabela 2. Média e desvio padrão dos tamanhos ( $\mu\text{m}$ ) dos filamentos de *C.raciborskii* e das células de *M.contortum* nos frascos controles e experimentais no início e final do experimento. *Cy.tox* (cepa tóxica de *C. raciborskii*); *Cy.grd* (cepa de *C.raciborskii* com filamentos grandes); *Cy.peq* (cepa de *C.raciborskii* com filamentos pequenos).**

	Controle Inicial (n=300)	Controle Final (n=300)	Experimento Inicial (n=300)	Experimento Final (n=300)	Difer. Cont e Exp.
<i>Cy. tox</i>	150,38 $\pm$ 101,81	148,87 $\pm$ 88,62	180,26 $\pm$ 128,77	109,66 $\pm$ 66,80	$p<0,0001$
<i>Cy.grd</i>	323,97 $\pm$ 386,88	309,56 $\pm$ 322,35	332,21 $\pm$ 353,51	303,46 $\pm$ 323,38	ns
<i>Cy. peq</i>	98,74 $\pm$ 136,62	91,87 $\pm$ 110,77	97,04 $\pm$ 108,25	65,27 $\pm$ 67,27	$p=0,04$
<i>M.contortum</i>	31,63 $\pm$ 4,35	31,02 $\pm$ 4,46	31,31 $\pm$ 4,51	31,04 $\pm$ 4,58	ns

ns= não significante

Difer. Cont e Exp= Diferença entre controle e Experimento

Os valores das densidades nos frascos controles e experimentos iniciais e finais são apresentados na tabela 3. As densidades das cepas de *Cy.tox* e *Cy.grd*, *Cy.peq* são menores em comparação ao *M.contortum*. Isso se deve ao fato deste último possuir células menores em relação à cianobactéria. Devido a essa diferença de tamanho entre as espécies, é necessária maior concentração de indivíduos por mL da clorofícea para atingir o biovolume da concentração inicial.

Observou-se também que a densidade de *Monoraphidium contortum* nos frascos experimentais após o período de incubação com *B.freyi*, diminuiu significativamente ( $p < 0,001$ ) em relação ao controle. A densidade máxima verificada no experimento final foi de  $3,77 \times 10^5 \text{ ind. mL}^{-1}$  e a mínima  $2,82 \times 10^5 \text{ ind. mL}^{-1}$ , já as densidades máximas e mínimas dos controles e da pré-incubação foram de  $4,77 \times 10^5 \text{ ind. mL}^{-1}$  e  $4,00 \times 10^5 \text{ ind. mL}^{-1}$  respectivamente.

A cepa de *C.raciborskii* com filamentos pequenos também teve redução significativa ( $p < 0,001$ ) em sua densidade ao final do experimento. Já os outros tratamentos não apresentaram diferenças significativas entre os frascos controle e experimentais. Estes resultados sugerem que *B.freyi* é capaz de alterar efetivamente a quantidade de células/filamentos de organismos considerados pequenos, como é o caso de *M.contortum* e *Cy.peq*. No entanto não consegue atuar de maneira eficiente em casos nos quais a alga/cianobacteria tem comprimentos maiores, como *Cy.tox* e *Cy.grd*.

**Tabela 3. Média e desvio padrão das densidades ( $\text{ind. mL}^{-1}$ ) de *C.raciborskii* e *M. contortum* nos frascos controles e experimentais no início e no final do experimento. *Cy.tox* (cepa tóxica de *C. raciborskii*); *Cy.grd* (cepa de *C.raciborskii* com filamentos grandes); *Cy.peq* (cepa de *C.raciborskii* com filamentos pequenos).**

	Controle Inicial ( $n=10$ )	Controle Final ( $n=10$ )	Experimento Inicial ( $n=10$ )	Experimento Final ( $n=10$ )	Difer. Cont e Exp.
<i>Cy. tox</i>	$4,42 \times 10^3 \pm 3,61 \times 10^2$	$4,21 \times 10^3 \pm 7,10 \times 10^2$	$4,43 \times 10^3 \pm 4,78 \times 10^2$	$3,57 \times 10^3 \pm 8,38 \times 10^2$	ns
<i>Cy.grd</i>	$4,00 \times 10^3 \pm 5,47 \times 10^2$	$4,03 \times 10^3 \pm 6,62 \times 10^2$	$3,71 \times 10^3 \pm 8,77 \times 10^2$	$3,25 \times 10^3 \pm 3,74 \times 10^2$	ns
<i>Cy.peq</i>	$1,15 \times 10^4 \pm 2,38 \times 10^3$	$1,52 \times 10^4 \pm 1,96 \times 10^3$	$1,46 \times 10^4 \pm 1,66 \times 10^3$	$6,97 \times 10^3 \pm 1,22 \times 10^3$	$p < 0,001$
<i>M.contortum</i>	$4,39 \times 10^5 \pm 2,61 \times 10^4$	$4,46 \times 10^5 \pm 2,27 \times 10^4$	$4,35 \times 10^5 \pm 2,28 \times 10^4$	$3,51 \times 10^5 \pm 2,76 \times 10^4$	$p < 0,001$

ns= não significante

Difer. Cont e Exp= Diferença entre controle e Experimento

Na tabela 4 são apresentados os resultados dos volumes celulares calculados a partir da espessura e comprimento das células de *M.contortum* e dos filamentos de *C.raciborskii*. A cepa de *C.raciborskii* com filamentos grandes teve maiores volumes

celulares, uma vez que esta medida esta diretamente relacionada às medidas dos filamentos.

A cepa tóxica de *C.raciborskii* e a cepa de *C.raciborskii* com filamentos pequenos apresentaram redução significativa ( $p<0,001$ ) no seu volume celular após terem sido oferecidas como alimento para *Bosmina freyi*. Isto está relacionado com a diminuição do tamanho médio dos filamentos nos tubos experimentais destes tratamentos, conforme mostrado na tabela 3.

Já *M. contortum* e *C.raciborskii* com filamentos grandes não apresentaram diferenças significativas de volume celular entre os tubos controles e experimentais.

**Tabela 4. Média e desvio padrão dos volumes celulares ( $\mu\text{m}^3$ ) de *C.raciborskii* e *M. contortum* nos controles e experimentos iniciais e finais. *M*(Média); *DV* (Desvio Padrão); *Cy.tox* (cepa tóxica de *C. raciborskii*); *Cy. grd* (cepa de *C.raciborskii* com filamentos grandes).**

	Controle Inicial ( $n=10$ )	Controle Final ( $n=10$ )	Experimento Inicial ( $n=10$ )	Experimento Final ( $n=10$ )	Difer. Cont e Exp.
<i>Cy. tox</i>	1474,47± 204,78	1510,14±186,32	1708,70 ± 229,45	824,48± 154,08	$p<0,001$
<i>Cy.grd</i>	3551,61±264,72	3227,16±170,46	3320,04±311,20	2845,39 ± 537	ns
<i>Cy.peq</i>	790,3± 65,75	738,68± 90,12	796,92 ± 77,17	500,47± 56,00	$p<0,001$
<i>M.contortum</i>	26,74±1,59	27,02 ± 1,23	27,21 ± 1,41	26,50 ± 1,55	ns

ns= não significante

Difer. Cont e Exp= Diferença entre controle e Experimento

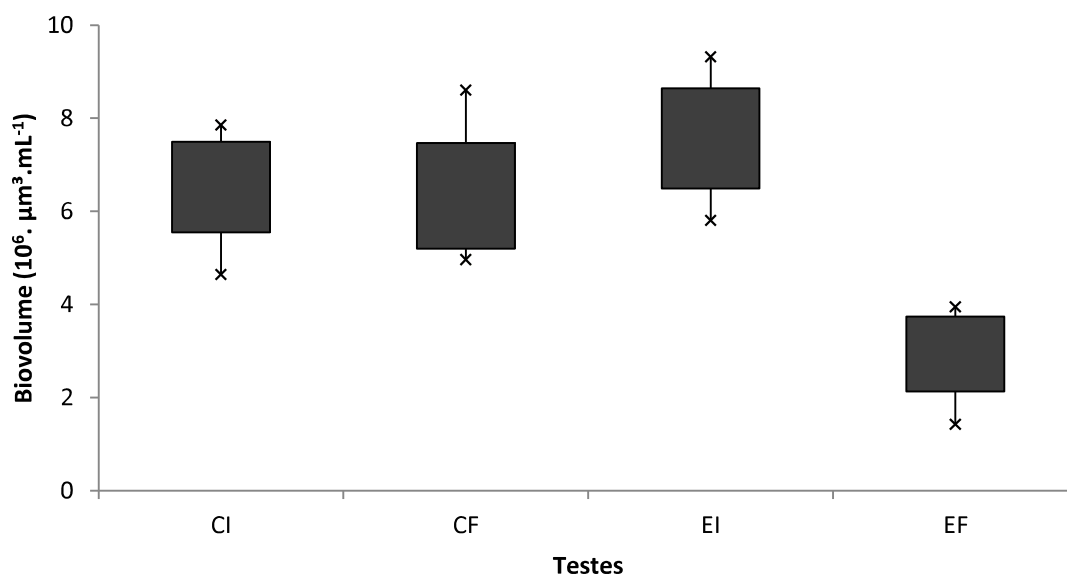
## 5.2 Biovolume

Os biovolumes dos inóculos iniciais nos tubos experimentais e nos tubos controles foram iguais estatisticamente. Além disso, observou-se que não houve diferença na concentração entre os tratamentos nos frascos controles entre o início e final do experimento, indicando, portanto que não ocorreu crescimento de dos organismos durante o período de incubação

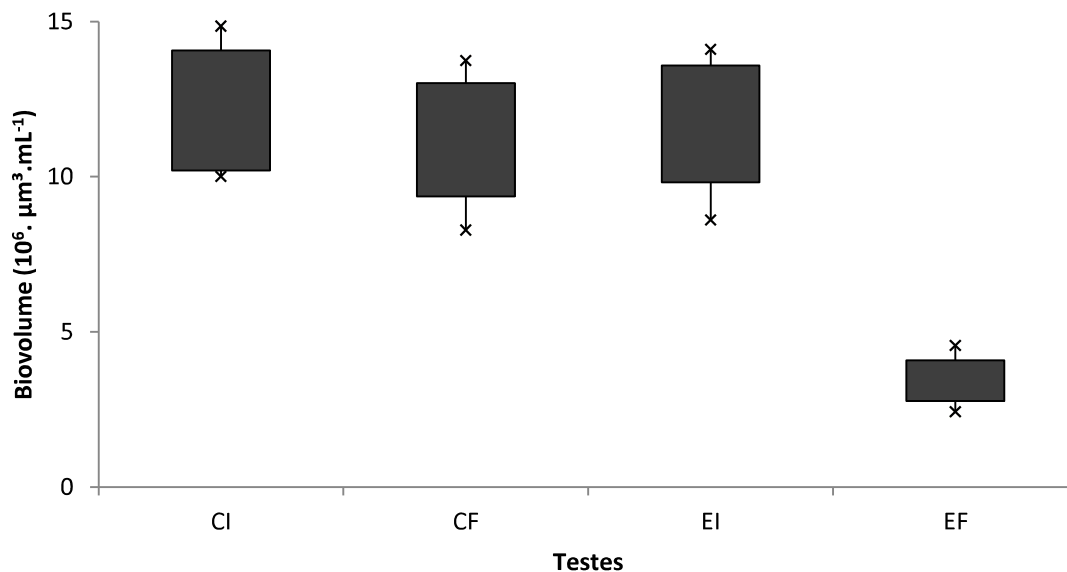
Comparando a concentração dos inóculos iniciais entre os tratamentos, verificou-se que o biovolume inicial da cepa de *C.raciborskii* foi estatisticamente

( $p < 0,001$ ) menor do que os outros tratamentos, cerca de 24,3% menor do que os outros tratamentos. Isso pode ter acontecido devido a grande variabilidade de tamanho de filamentos no frasco de cultivo, levando assim a um erro no momento de realizar os cálculos para diluição. Embora isso tenha ocorrido, a concentração inicial deste tratamento não interfere nas principais conclusões observadas neste trabalho.

Nas figuras 3 e 4 pode se observar que houve diminuição ( $p < 0,001$ ) do biovolume celular, respectivamente, da cepa tóxica de *C. raciborskii* com filamentos pequenos após o período de incubação com *Bosmina freyi*. Uma vez que o cálculo do biovolume é feito pela multiplicação entre densidade e volume celular, a redução do biovolume destes tratamentos ocorreu por conta do decaimento de seus volumes celulares nos tubos experimentais ao final do experimento (tabela 5) e isto está associado à redução dos filamentos ao final do experimento (tabela2).



**Figura 3. Biovolume celular nos frascos do teste realizado com cepa tóxica de *Cylindrospermopsis raciborskii* com 10 réplicas. (CI= Controle Inicial; CF= Controle Final; EI= Experimento Inicial; EF = Experimento Final). As barras verticais indicam desvio padrão.**



**Figura 4. Biovolume celular do teste realizado com *Cylindrospermopsis raciborskii* de filamentos pequenos com 10 réplicas. (CI= Controle Inicial; CF= Controle Final; EI= Experimento Inicial; EF = Experimento Final). As barras verticais indicam desvio padrão.**

A figura 5 apresenta os biovolumes dos frascos controles e experimentais de *C.raciborskii* com filamentos grandes. A diferença entre o controle e os frascos onde o alimento foi submetido a herbivoria, não foi significativa ( $p > 0,005$ ). Isto já era esperado uma vez que já não haviam sido observadas diferenças no tamanho dos filamentos, nem na densidade e nem no volume celular, ao final do experimento neste tratamento.

Houve redução ( $p < 0,001$ ) do biovolume de *M. contortum* depois deste ter sido oferecido como alimento para *Bosmina freyi* (figura 6). Como não houve diferença no volume celular dos controles e dos experimentos, infere-se que a redução do biovolume ocorreu devido ao declínio da densidade desta alga nos tubos experimentais ao final do experimento, conforme mostrado na tabela 2.

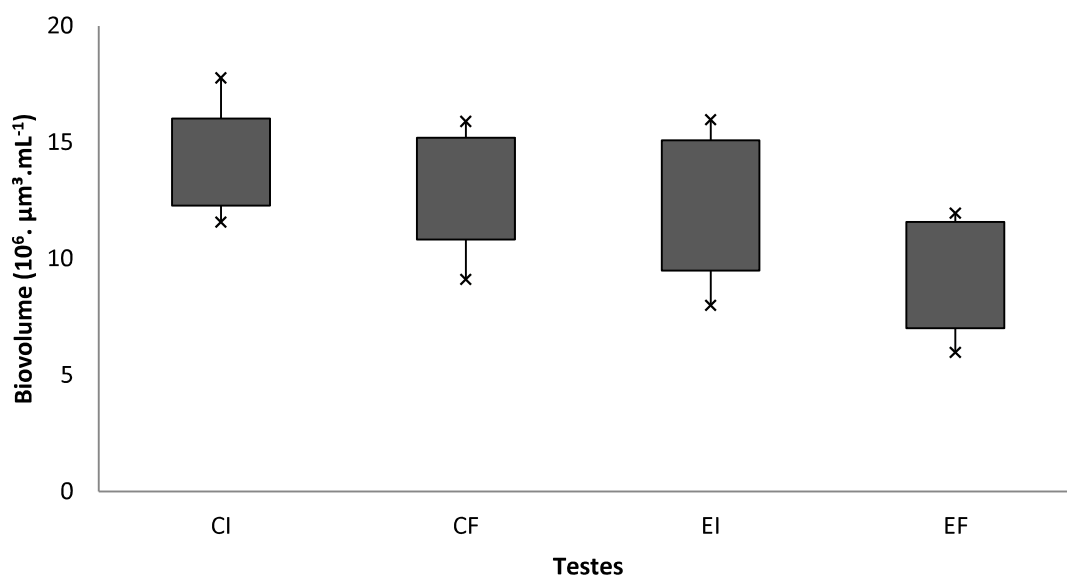


Figura 5. Biovolume celular do teste realizado com *Cylindrospermopsis raciborkii* de filamentos grandes com 10 réplicas. (CI= Controle Inicial; CF= Controle Final; EI= Experimento Inicial; EF = Experimento Final). As barras verticais indicam desvio padrão.

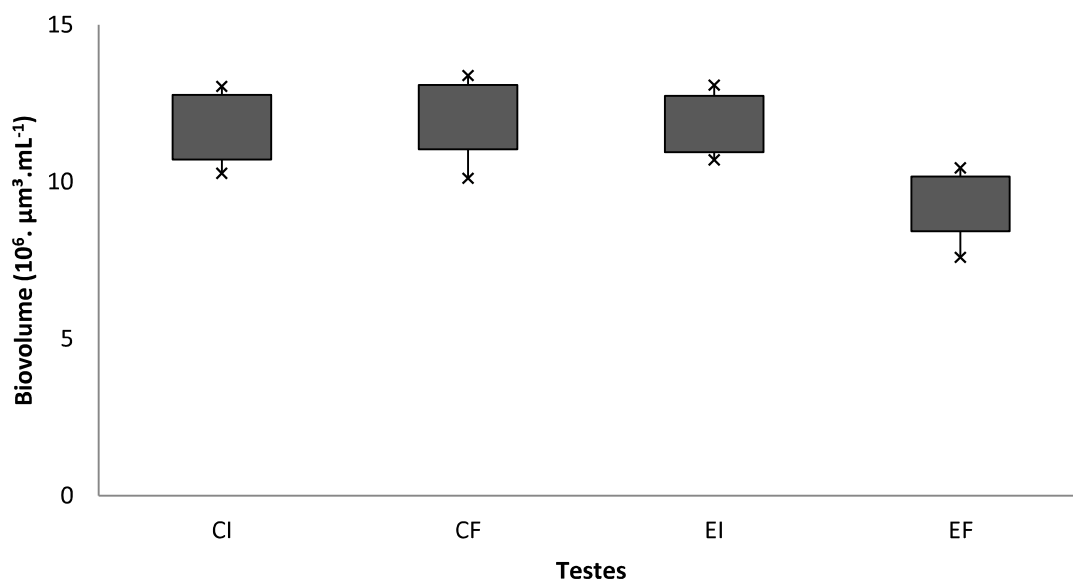


Figura 6. Biovolume celular do teste realizado com cepa tóxica de *Monoraphidium contortum* com 10 réplicas. (CI= Controle Inicial; CF= Controle Final; EI= Experimento Inicial; EF = Experimento Final). As barras verticais indicam desvio padrão.



### 5.3 Taxas de filtração e ingestão

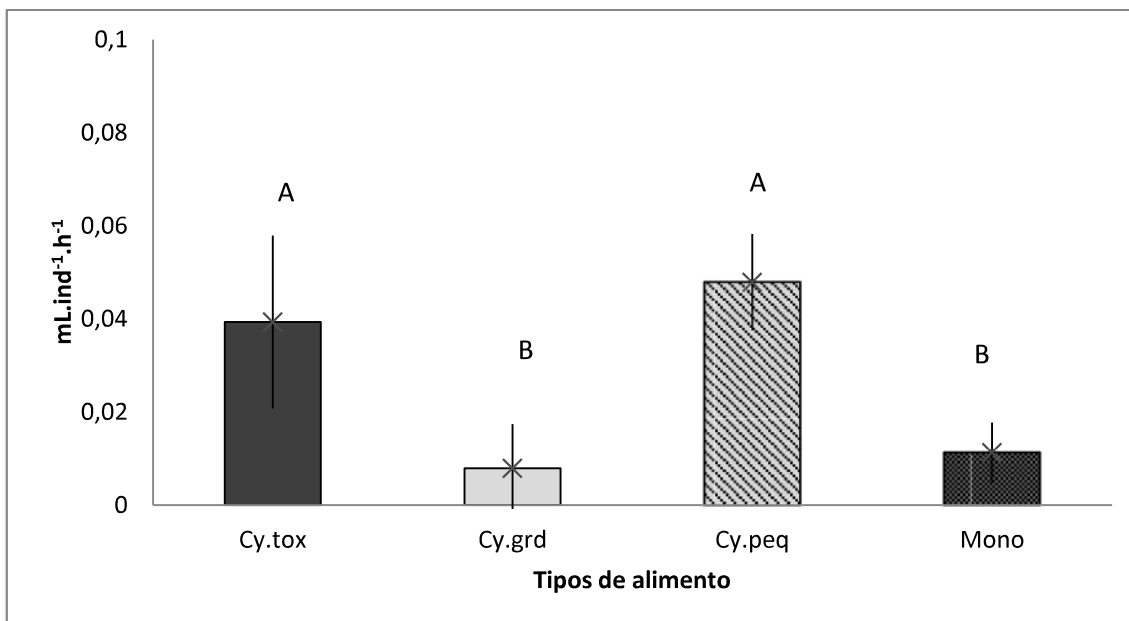
Nas figuras 7 e 8 são apresentadas as taxas de filtração médias de *Bosmina freyi* nos diferentes tipos de dietas. Para os cálculos das taxas de filtração apresentados na figura 7, levou-se em consideração os biovolumes celulares observados antes e após o alimento ter sido submetido a herbivoria. Já na figura 8, as taxas foram calculadas a partir das densidades iniciais e finais dos frascos contendo *Bosmina* e dos frascos controles.

As taxas de filtração de *B.freyi* foram significativamente diferentes entre as dietas alimentares de culturas monoespecíficas (figura 7 e 8), de acordo com one-way ANOVA ( $p < 0,001$ ).

Observou-se que, de acordo com o teste tukey, as taxas de filtração calculadas pelo biovolume (figura 7) foram significativamente maiores ( $p < 0,001$ ) dos outros tratamentos quando *B.freyi* alimenta-se de *C.raciborskii* tóxica e de *C.raciborskii* com filamentos pequenos.

A alimentação com *Cy.grd* desencadeou taxas de filtração baixas uma vez que não foram encontradas diferenças significativas no biovolume desta cepa após ter sido submetida a herbivoria de *B.freyi* (figura 5).

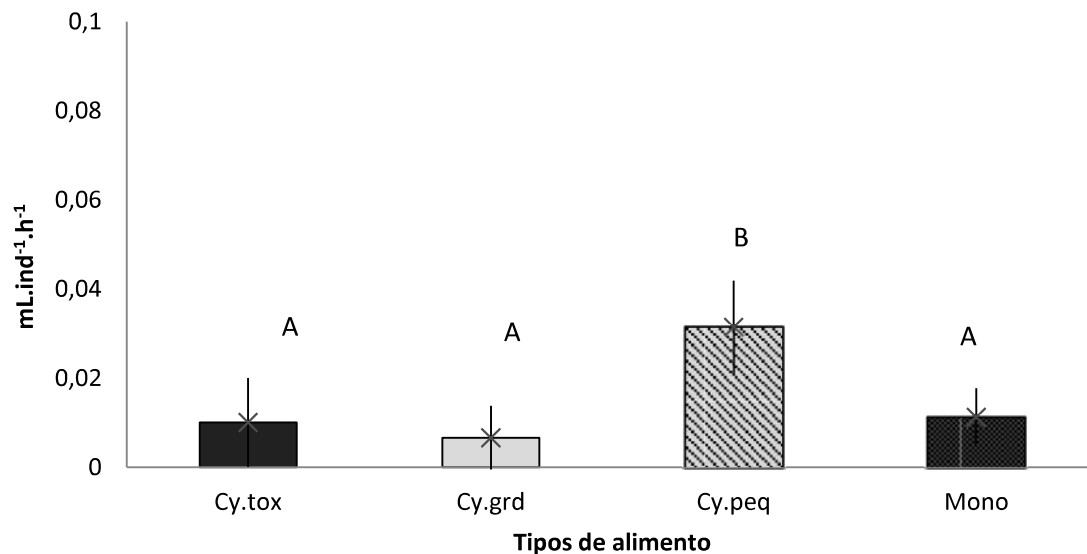
A taxa de filtração de *B.freyi* na alimentação com *M.contortum* também foi baixa se comparada a *Cy.tox* e *Cy.peq* porém diferente do que ocorreu com *Cy.grd*, a clorofícea apresentou redução significativa em seu biovolume ao final do experimento.



**Figura 7.** Taxa de filtração de *Bosmina freyi* em diferentes dietas alimentares: Ceba tóxica de *C.raciborskii* (Cy.tox), Ceba com filamentos grandes (Cy.grd), Ceba com filamentos pequenos (Cy.peq) e *M. contortum* (Mono). Cálculo feito com concentrações iniciais e finais em biovolume ( $\mu\text{m}^3$ ). Barras verticais correspondem ao desvio padrão (n=10). Médias que compartilham as mesmas letras acima das barras, não são significativamente diferentes umas das outras, conforme ANOVA seguido de teste *tukey*.

Optou-se por fazer os cálculos da taxa de filtração (figura 8) levando em consideração a quantidade de indivíduos por mL para verificar as diferenças nos valores das taxas conforme o método utilizado. De acordo com este método a *Bosmina freyi* apresentou maiores taxas de filtração média quando alimentadas por *Cy.peq*. Nos outros tratamentos foram encontradas diferenças significativas..

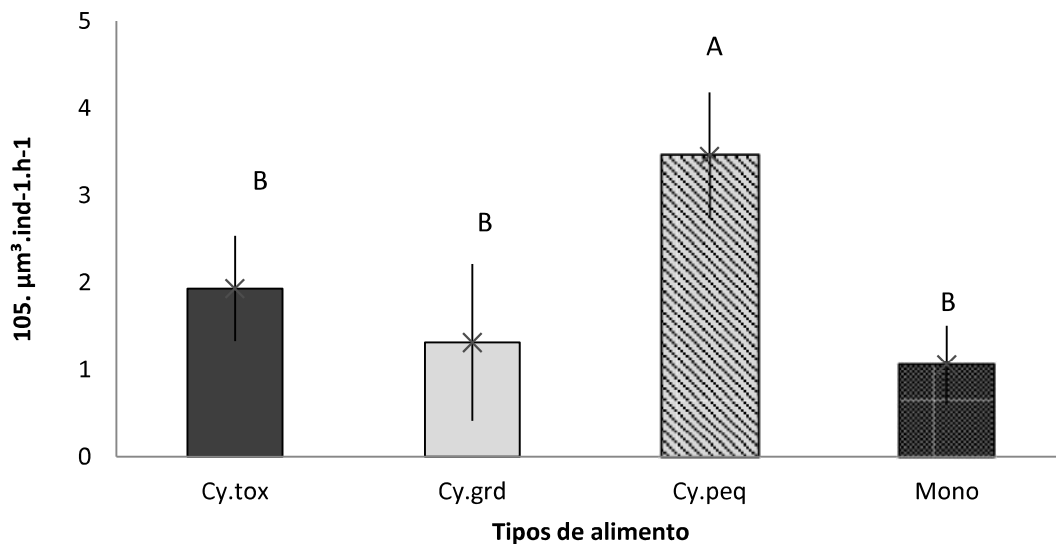
*Cy. peq* teve a maior taxa de filtração calculada pela densidade, porque diferente do que houve com *C.tox*, além do volume celular ter diminuído por conta da redução do tamanho dos filamentos (Tabela 2), a densidade de *Cy.peq* também diminuiu ao final do período de incubação.



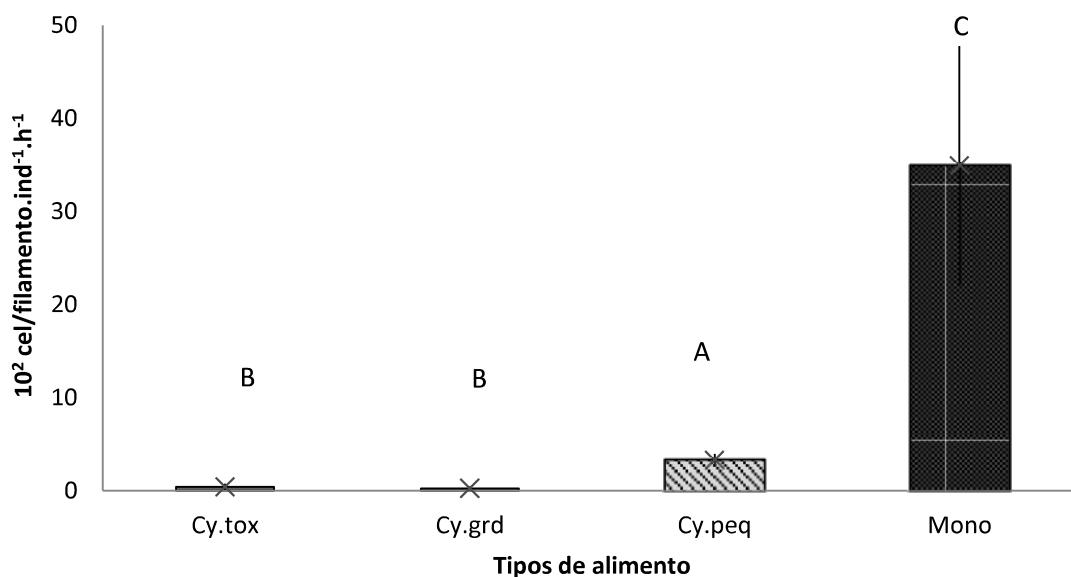
**Figura 8.** Taxa de filtração de *Bosmina freyi* em diferentes dietas alimentares: Cepa tóxica de *C.raciborskii* (Cy.tox), Cepa com filamentos grandes (Cy.grd), Cepa com filamentos pequenos (Cy.peq) e *M. contortum* (Mono). Cálculo feito com concentrações iniciais e finais densidade (ind.mL<sup>-1</sup>). Barras verticais correspondem ao desvio padrão (n=10). Médias que compartilham as mesmas letras acima das barras, não são significativamente diferentes umas das outras, conforme ANOVA seguido de teste tukey.

As taxas de ingestão quando calculadas por biovolume (figura 9) e por densidade (figura 10) apresentaram uma diferença interessante. Quando a taxa de ingestão é calculada pelo biovolume observou-se que a maior quantidade de biomassa ingerida por *Bosmina freyi* foi quando a cepa *C.raciborskii* com filamentos pequenos foi oferecida como alimento, os outros tratamentos não apresentaram diferenças estatísticas entre si.

No entanto quando a taxa de ingestão foi calculada pela densidade (figura 10), *M. contortum* teve a maior quantidade de células ingeridas pelo organismo zooplancctônico uma vez que *B. freyi* reduziu a densidade de *M.contortum* ao final do experimento conforme tabela 3.



**Figura 9.** Taxa de ingestão de *Bosmina freyi* em diferentes dietas alimentares: Cepa tóxica de *C.raciborskii* (Cy.tox), Cepa com filamentos grandes (Cy.grd), Cepa com filamentos pequenos (Cy.peq) e *M. contortum* (Mono). Cálculo feito com concentrações iniciais e finais em biovolume ( $\mu\text{m}^3$ ). Barras verticais correspondem ao desvio padrão (n=10). Médias que compartilham as mesmas letras acima das barras, não são significativamente diferentes umas das outras, conforme ANOVA seguido de teste *tukey*.



**Figura 10.** Taxas de ingestão de *Bosmina freyi* em diferentes dietas alimentares: Cepa tóxica de *C.raciborskii* (Cy.tox), Cepa com filamentos grandes (Cy.grd) e *M. contortum*. Cálculo feito com concentrações finais e iniciais em densidade ( $\text{ind.mL}^{-1}$ ). Barras verticais correspondem ao desvio padrão (n=10). Médias que compartilham as mesmas letras acima das barras, não são significativamente diferentes umas das outras, conforme ANOVA seguido de teste *tukey*.

#### 5.4 Experimento de preferência alimentar

Na tabela 5 são apresentados os resultados do experimento de preferência alimentar entre as *M. contortum* e *Cy.peq.* Observou-se que não houve diferença significativa entre controle e experimento em relação ao tamanho dos indivíduos de *M.contortum*, no entanto, observou-se redução significativa do tamanho dos filamentos de *C. raciborskii* após o período de exposição à *B.freyi*.

Além disso, verificou-se que houve redução significativa da densidade de *M.contortum*, porém não houve diferença significativa entre o controle e o experimento de *C.raciborskii*. Já o volume celular da cianobacteria ao final do experimento foi significativamente menor, enquanto que o do *M.contortum* não apresentou alteração.

Os biovolumes de *M.contortum* e *C.raciborskii* dos tubos controle e experimentais estão apresentados nas figuras 11 e 12 respectivamente. A diferença entre controle e experimento nos dois tratamentos foi significativa ( $p < 0,01$  para ambos), havendo redução do biovolume após o período de incubação com *B.freyi*.

Tabela 5. Síntese dos resultados do teste realizado de preferência alimentar de *B. freyi* entre *M.contortum* e *C. raciborskii* filamento pequeno

		<i>C. raciborskii</i> filamento pequeno					
		<i>M. contortum</i>					
		Tamanho indivíduos (µm)	Densidade (ind.mL <sup>-1</sup> )	Volume celular (µm <sup>3</sup> )	Tamanho indivíduos (µm)	Densidade (ind.mL <sup>-1</sup> )	Volume celular (µm <sup>3</sup> )
Controle inicial		27,06±3,89	2,62x10 <sup>5</sup> ± 8,25x10 <sup>3</sup>	28,29 ± 1,06	55,61 ± 18,14	1,01x10 <sup>4</sup> ± 9,25x10 <sup>2</sup>	474,19 ± 31,83
Controle final		27,06±3,89	2,63x10 <sup>5</sup> ± 8,42x10 <sup>3</sup>	28,55 ± 1,85	58,26 ± 22,31	9,93x10 <sup>3</sup> ± 9,08x10 <sup>2</sup>	501,95 ± 11,82
Experimento inicial		27,60±3,74	2,61x10 <sup>5</sup> ± 1,39x10 <sup>4</sup>	27,36 ± 0,43	57,56±23,96	1,04x10 <sup>4</sup> ± 9,88x10 <sup>2</sup>	509,95 ± 30,74
Experimento final		27,87±3,74	2,34x10 <sup>5</sup> ± 1,33x10 <sup>4</sup>	28,69 ± 1,67	49,74±31,39	9,28x10 <sup>3</sup> ± 3,01x10 <sup>3</sup>	421,17 ± 61,50
Difer. Controle e Experimento		ns	p < 0,0001	ns	p = 0,0005	ns	P=0,0009

ns= não significante

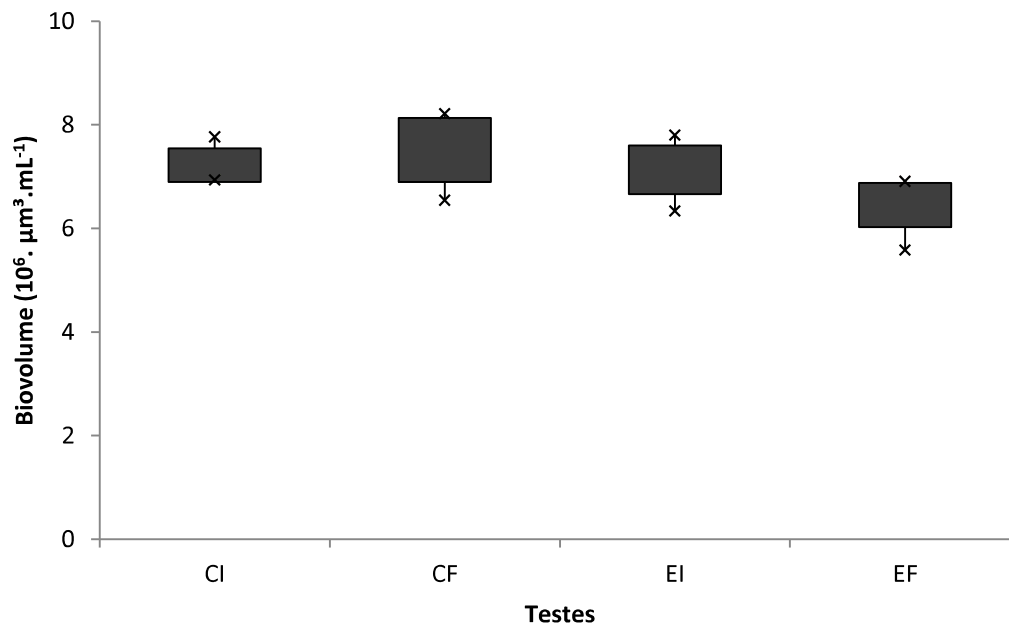


Figura 11. Biovolume celular de *Monoraphidium contortum* do teste preferência alimentar com 9 réplicas. (CI= Controle Inicial; CF= Controle Final; EI= Experimento Inicial; EF = Experimento Final). As barras verticais indicam o desvio padrão.

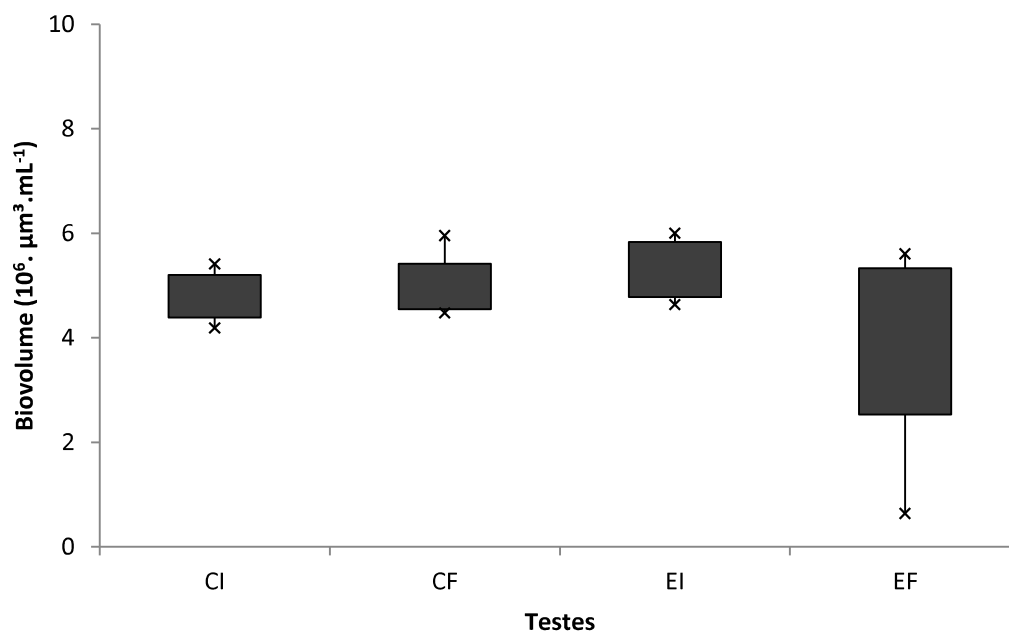


Figura 12. Biovolume celular de *C. raciborskii* com filamentos pequenos do teste de preferência alimentar com 9 réplicas. (CI= Controle Inicial; CF= Controle Final; EI= Experimento Inicial; EF = Experimento Final). Barras verticais indicam desvio padrão.

Não foi observada diferença estatística (teste t,  $p > 0,05$ ) entre as taxas de filtração e ingestão de *M.contortum* e *C.raciborskii* quando estes dois alimentos são oferecidos juntos (Figura 13 e 14 respectivamente).

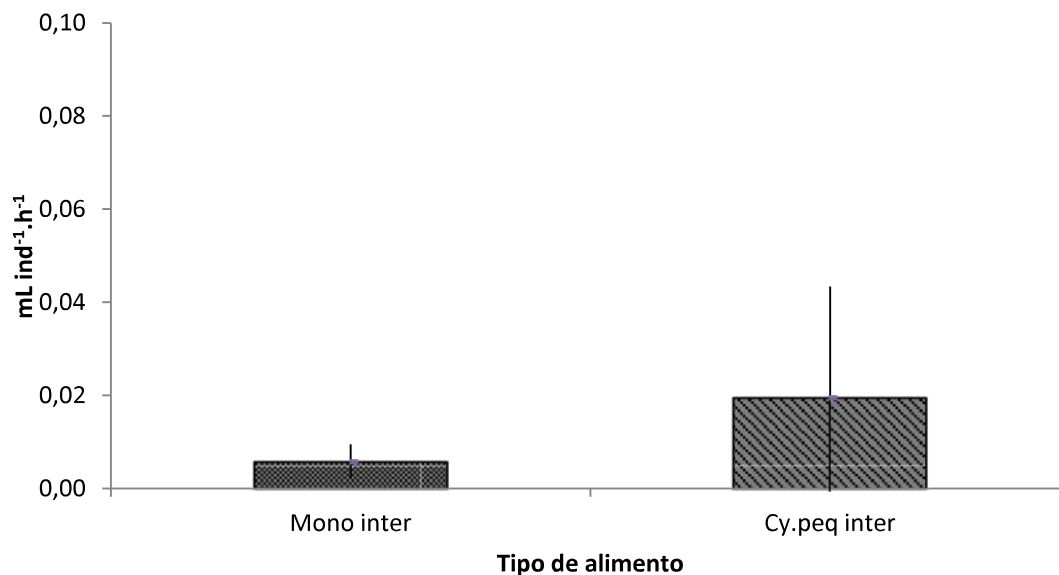


Figura 13. Taxa de filtração média (mL. ind<sup>-1</sup>.h<sup>-1</sup>), calculada pelo biovolume, de *B. freyi* submetida à interação de *M.contortum* e *C.raciborskii* com filamentos pequenos. Barras verticais indicam o desvio padrão (n=9).

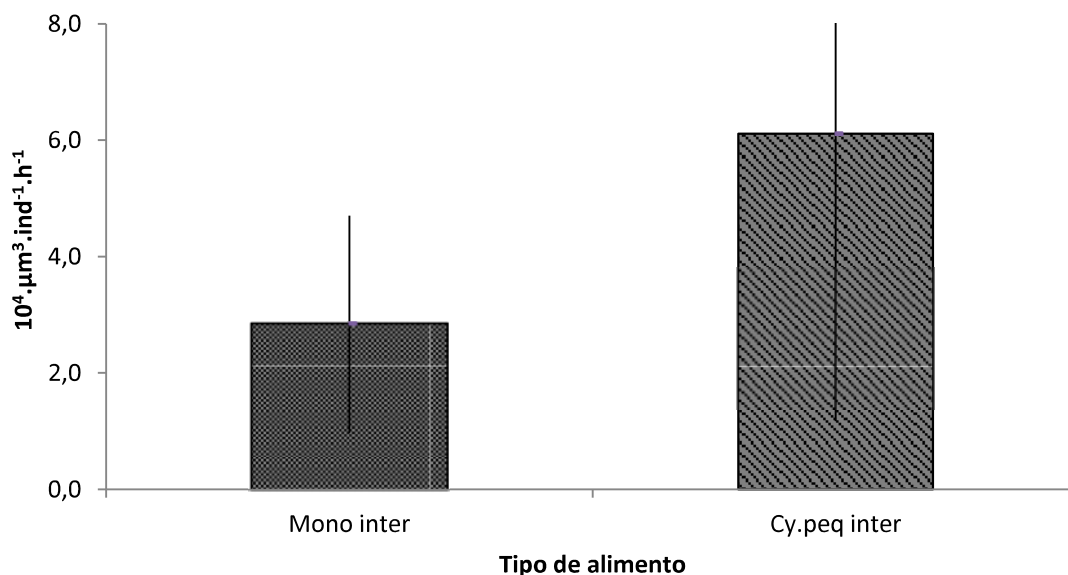


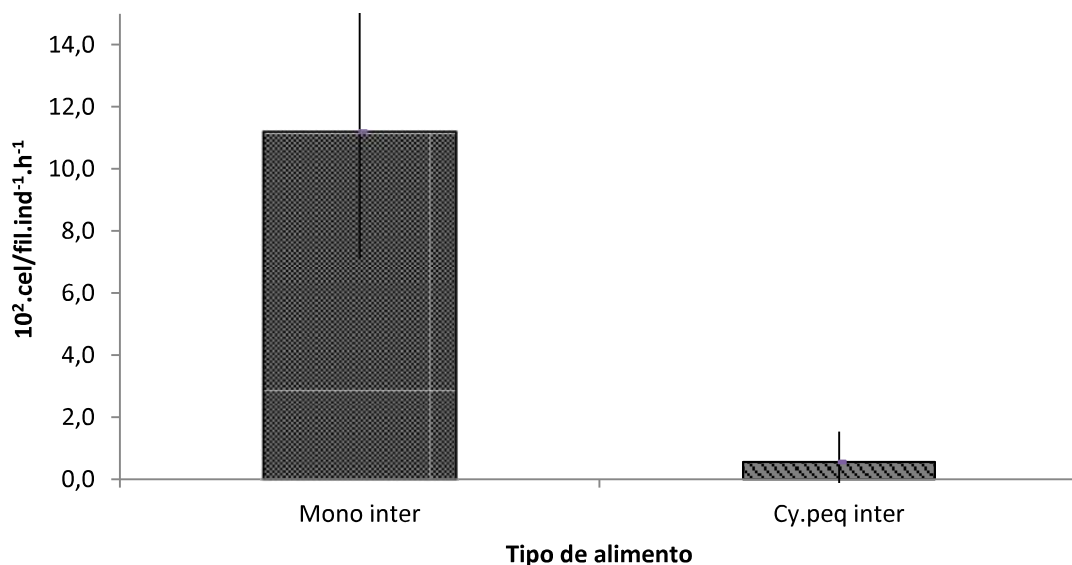
Figura 14. Taxa de ingestão média (mL. ind<sup>-1</sup>.h<sup>-1</sup>), calculada pelo biovolume, de *B. freyi* submetida à interação de *M.contortum* e *C.raciborskii* com filamentos pequenos. Barras verticais indicam o desvio padrão (n=9).



As taxas de filtração e ingestão para o teste de preferência alimentar também foram calculadas pelas densidades obtidas entre os tubos controle e experimentais antes e após os alimentos terem sido submetidos à herbivoria de *B.freyi*.

Não foi observada diferença significativa ( $p>0,05$ ) entre as taxas de filtração calculadas pela densidade dos dois alimentos oferecidos. A taxa de filtração média utilizando *M.contotum* como recurso alimentar foi de  $0,005 \text{ ml.ind}^{-1}.\text{h}^{-1}$  e a taxa de filtração média com *C.raciborskii* foi de  $0,01 \text{ ml.ind}^{-1}.\text{h}^{-1}$ . No entanto as taxas de ingestão quando calculadas utilizando a densidade foram significativamente diferentes ( $p<0,001$ ) entre as duas espécies fitoplanctônicas (figura 15).

Vale ressaltar aqui que a variação foi muito grande e em algumas réplicas as taxas de filtração e ingestão foram iguais a zero.



**Figura 15.** Taxa de ingestão média ( $\text{mL. ind}^{-1}.\text{h}^{-1}$ ), calculada pela densidade de *B. freyi* submetida à interação de *M.contortum* e *C.raciborskii* com filamentos pequenos. Barras verticais indicam o desvio padrão ( $n=9$ ).

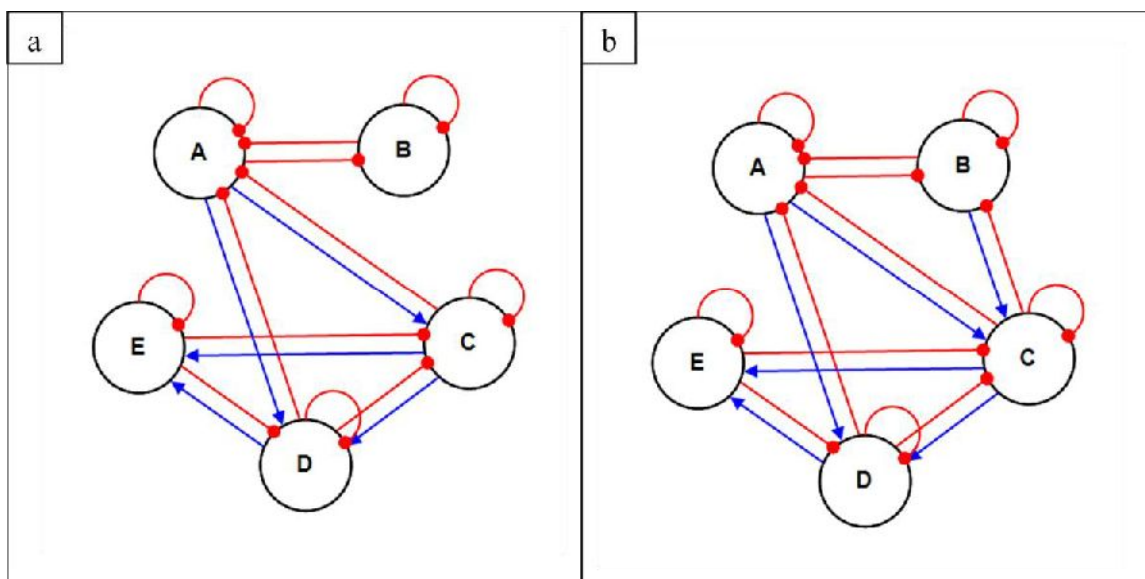
## 5.5 Modelos qualitativos

Na figura 16 são apresentados dois modelos qualitativos das possíveis interações entre os componentes da teia alimentar plantônica do reservatório de Itupararanga. Nos

dois modelos *Bosmina freyi* exerce efeito negativo em *M. contortum* alimentando-se da alga, em contrapartida a clorofíceia exerce efeito positivo sobre *B.freyi*. Copépodes predam tanto *B. freyi* como *M. contortum* e as larvas de inseto *Chaoborus sp* predam apenas o zooplâncton. No primeiro modelo (figura 16.a) considerou-se que a comunidade zooplanctônica não exerce herbivoria sob a cianobactéria *C. raciborskii* devido às características de resistência destas. Já no segundo modelo (figura 16.b) considerou-se que *B. freyi* é capaz de alimentar-se de *C. raciborskii*.

*C.raciborskii* ilustrada por “B” e *M.contortum* representado por “A” nos modelos estão ambos conectados por linhas com pontos em suas extremidades, pois ambos exercem efeitos negativos em suas populações, devido a competição entre as duas espécies.

*Chaoborus sp*, representado pela letra “E”, exerce efeito negativo em *Bosmina freyi*, representada pela letra “B”, (esta relação está indicada pela linha com ponto na extremidade em “B”) ao passo que o inseto se beneficia do cladocero (linha termina com uma seta na extremidade em” E”), essa relação entre as duas espécies é a predação.

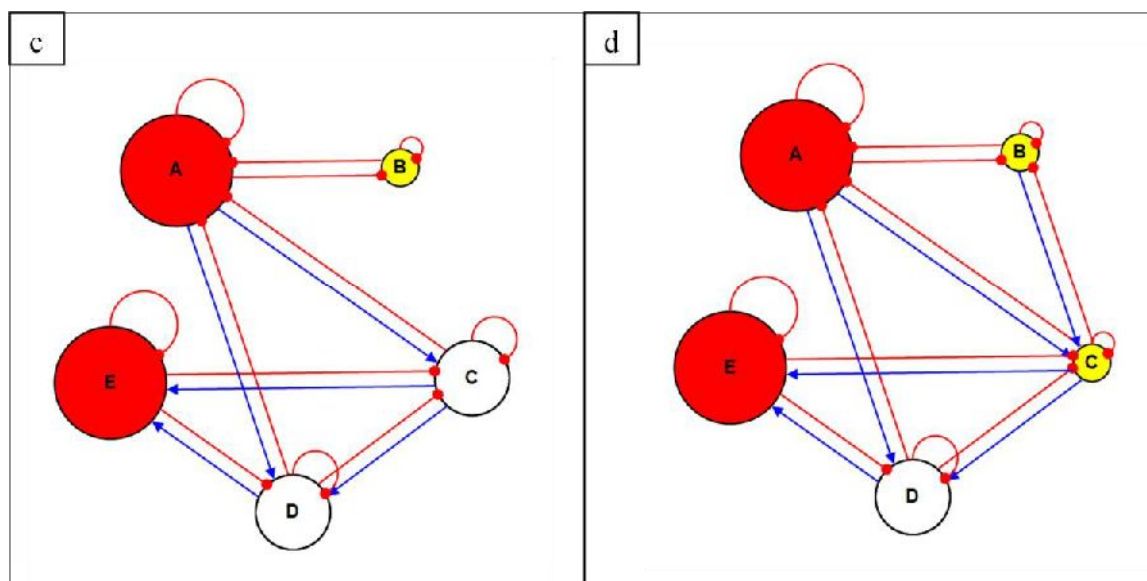


**Figura 16. Modelo qualitativo da teia alimentar do reservatório de Itupararanga. A= *M. contortu*; B= *C. raciborskii*; C= *Bosmina freyi*; D= Copépodes; D= *Chaoborus sp*.**

Para verificar como a presença desta larva de *Chaoborus sp* afeta a comunidade plânctonica do reservatório, foram realizadas duas simulações. Na primeira simulação (figura 17.c), *B. freyi* não realiza herbivoria sobre *C. raciborskii*, já na segunda situação, *B. freyi* alimenta-se da cianobactéria (figura 17.d).

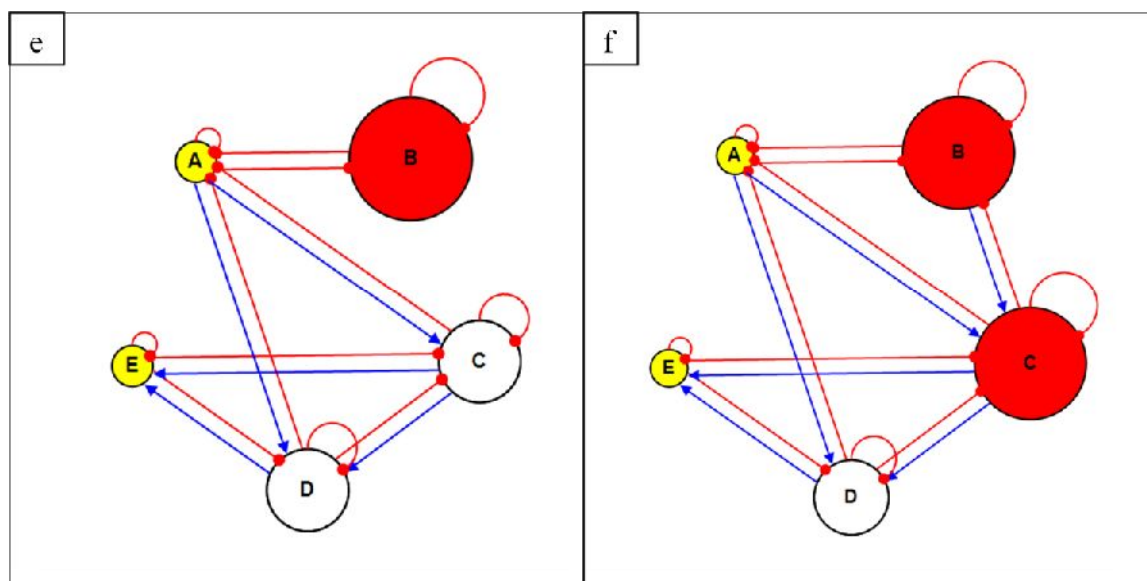
Observou-se através das duas simulações que aumentando a presença da larva de *Chaoborus sp.* a pressão em *M. contortum* diminui, favorecendo seu crescimento. Com o aumento desta cloroficea a população de *C. raciborskii* sofre um declínio.

A simulação que melhor representou a situação real observada no campo por Casali (em preparação) e Giron (2013), foi quando *Bosmina freyi* alimentou-se de *C. raciborskii*. Casali (em andamento) observou que durante a estação chuvosa, embora haja um declínio populacional de *C. raciborskii*, há co-dominância entre *M. contortum* e a cianobacteria.



**Figura 17. Modelo de teias alimentares hipoteticamente controladas por força top-down, devido ao acréscimo de *Chaoborus sp.* A= *M. contortum*; B= *C. raciborskii*; C= *Bosmina cf freyi*; D= Copépodes; E= *Chaoborus sp.* Os círculos maiores em vermelho representam efeito positivo na população, os círculos pequenos amarelos representam redução populacional e os círculos brancos indicam nenhum efeito na população.**

Na figura 18 são apresentadas previsões de teias alimentares no período de julho. Neste período Giron (2012) verificou que houve decaimento da população de *Chaoborus sp.*, além disso, verificou-se que a população de *Bosmina freyi* aumentou. Casali (em preparação) verificou que a população de *C. raciborskii* foi dominante neste período, já *M. contortum* apresentou declínio. Através da simulação realizada neste presente estudo observou-se que nas duas situações propostas, com *Bosmina freyi* não alimentando-se de *C. raciborskii* e outra alimentando-se que a estrutura da comunidade plânctonica foi semelhante à situações reais observadas no campo por Casali (em preparação) e Giron (2012).



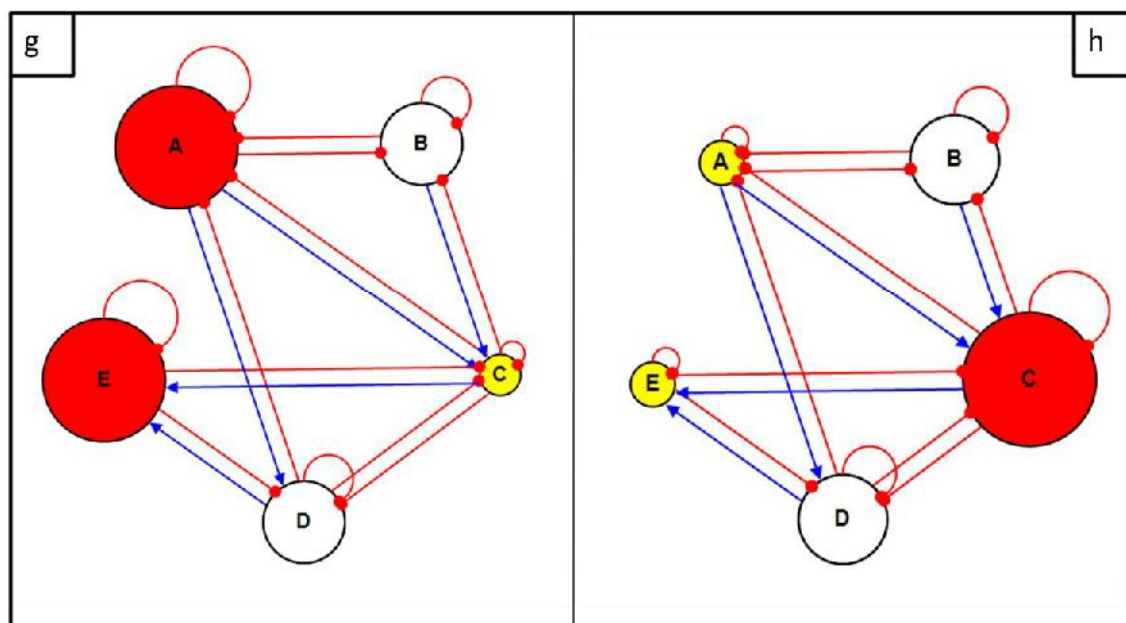
**Figura 18. Modelo de teias alimentares hipoteticamente controladas por força *top-down*, devido ao decréscimo de *Chaoborus sp.* A= *M. contortu*; B= *C. raciborskii*; C= *Bosmina cf freyi*; D= Copépodes; E= *Chaoborus sp.* Os círculos maiores em vermelho representam efeito positivo na população, os círculos pequenos amarelos representam redução populacional e os círculos brancos indicam nenhum efeito na população.**

A população de *C. raciborskii* na primeira situação (figura 18.e) aumentou provavelmente devido ao declínio de *M. contortum*, diminuindo assim a competição entre as duas populações, o que favoreceu o crescimento das cianobactérias. No segundo modelo (figura 18.f), verificou-se o crescimento *B. freyi*, possivelmente devido à maior disponibilidade de recurso oferecido pelo aumento de *C. raciborskii*.

Os modelos que melhor representaram a atual dinâmica da estrutura do reservatório de Itupararanga foram os que *Bosmina freyi* foi capaz de alimentar-se de *C. raciborskii*.

O próximo modelo (figura 19) foi gerado após a necessidade de compreender melhor os experimentos em laboratório. Quando este trabalho foi iniciado, os dados observados em campo por Giron (2013) ainda não estavam concluídos, por isso os copépodes ainda não eram um grupo representativo. A princípio, nos modelos anteriores levou-se em consideração copépodes adultos que alimentavam-se de *Bosmina freyi*. Porém, Giron (2013) verificou que a maior parte dos integrantes deste grupo era copepoditos e nauplios, formas imaturas de copepodos.

Devido a isso, considerou-se que na figura 19, o grupo dos copepodes passou a ser competidor de *B.freyi* e não mais seu predador. Observou-se então que quando a população de *Chaoborus* aumenta, copepodes não são afetados, porém *Bosmina* tem sua população reduzida e a densidade de *M.contortumm* aumenta. Semelhante ao que foi observado nos modelos anteriores, embora a população de *C.raciborskii* não tenha se alterado.



**Figura 19. Modelo de teias alimentares hipoteticamente controladas por força *top-down*. (g) representa estação chuvosa com o acréscimo de *Chaoborus* sp e (h) estação seca com o decréscimo de *Chaoborus* sp. A= *M. contortu*; B= *C. raciborskii*; C= *Bosmina cf freyi*; D= Copépodes; E= *Chaoborus* sp. Os círculos maiores em vermelho representam efeito positivo na população, os círculos pequenos amarelos representam redução populacional e os círculos brancos indicam nenhum efeito na população.**

## 6 DISCUSSÃO

### 6.1 Experimentos de herbivoria

Estudos tradicionais em laboratório ou in-situ mostram que parte das cianobactérias são resistentes à herbivoria pelo zooplâncton, principalmente devido ao seu formato filamentoso ou por formar colônias (Gilbert, 1990; Gliwicz e Lampert, 1990).

No entanto o consumo de cianobactéria por organismos zooplanctônicos tem sido registrado em outras pesquisas. Soares *et al* 2010 relatam *Brachionus calicyflorus* (rotífero) foi capaz de ingerir filamentos de *Cylindrospermopsis raciborskii* e células de colônias de *Microcystis aeruginosa*. Outras pesquisas relatam que diversas espécies de copépodes também são capazes de alimentar-se de cianobactérias (Bouvy *et al*, 2001; Work e Havens, 2003; Kâ *et al.*, 2012; Hong *et al.*, 2013). Esse comportamento também foi observado em cladóceros (Soares, 2009; Fey *et al* 2010; Panosso e Lüring, 2010 Zhu *et al.*, 2013).

O presente estudo indicou que o cladóceros *Bosmina freyi* também é capaz de alimentar-se de cianobactérias filamentosas, como a *C.raciborskii*. Além disso, *B.freyi* não apenas alimentou-se de *C.raciborskii*, como também teve maiores taxas de filtração e ingestão quando os animais foram alimentados com as culturas monoespecíficas da cianobactéria. Este resultado, portanto, contraria a hipótese de que *B.freyi* alimenta-se mais de clorófitas por estas terem células menores que *C.raciborskii*.

Estudos tradicionais relatam que *Bosmina* prefere ou estão restritas a alimentar-se de partículas menores que 19 µm (Burns, 1968; Gliwicz, 1969). Porém Bleiwas e Stokes (1985) propuseram que *Bosmina* filtrou *Cosmarium* (25-28 µm) mais rapidamente do que *Clorella* (3-7 µm). Já Fulton, (1988a) relata que *Bosmina* teve taxas de filtração altas quando alimentadas com cianobactérias com filamentos de diversos tamanhos (<100 µm).

Embora alguns estudos já tivessem constatado que *Bosmina longirostris* é capaz de alimentar-se tanto de cianobactérias filamentosas (Fulton, 1988a) quanto de colônias deste mesmo grupo (Fulton, 1988 a; Fey *et al* 2010), nenhum estudo sobre o comportamento alimentar da espécie *B.freyi* foi realizado, além disso, não há registros de experimento de herbivoria em laboratório e no ambiente natural de *Bosmina* submetida à *C.raciborskii* ou a *M.contortum*.

Nesta pesquisa observou-se que o tamanho dos filamentos pode oferecer resistência na alimentação de *B.freyi*, mas esta afirmação deve ser analisada com cuidado. Primeiro, porque os comprimentos médios de filamentos são muito superiores às espécies utilizadas nos estudos tradicionais realizados com *B.longirostris* por Burns, (1968), Gliwicz, (1969) e por Bleiwas e Stokes (1985). Em segundo lugar, parece existir um limite de comprimento tolerável no uso deste filamento para alimentação de *B.freyi*.

Os comprimentos médios utilizados nos experimentos estão apresentados na tabela 2. Observou-se que os biovolumes de *Cy.tox*, *Cy.peq* e *M.contortum* no final do experimento foram estatisticamente menores do que o início. Porém *Cy.grd*, não apresentou alterações após ter sido submetida a herbivoria de *B.freyi*. Isto mostra que o cladocero consegue utilizar *Cy.tox*, *Cy.peq* e *M.contortum*, mas não é capaz de alimentar-se de *Cy.grd* que tem filamentos maiores.

*Cy.tox* e *Cy.peq* tem tamanhos semelhantes a *Anabaena flos-aquae cepa* UTEX 1444 (tamanho  $118 \pm 11 \mu\text{m}$ ), esta cepa foi utilizada em estudos de herbivoria de espécies zooplancônicas, entre elas *Bosmina longirostris*, realizados por Fulton (1988a). Este autor verificou que *B.longirostris* apresentou altas taxas de filtração quando alimentadas por *Anabaena flos-aquae* UTEX 1444.

Fulton (1988a) também observou que *B.longirostris* consegue alimentar-se de outras espécies de cianobactérias e algas com tamanhos de aproximadamente (200 – 500  $\mu\text{m}$ ), mas passa a ter dificuldades ou evita o consumo de algas com filamentos muito grandes, como a *Fragilaria* Lyngb sp ( $1.028 \pm 13 \mu\text{m}$ ) e a *Ulothrix* Kuetzing sp. ( $905 \pm 121 \mu\text{m}$ ). Os resultados observados nos experimentos apresentados nesta pesquisa para *Bosmina freyi* são diferentes aos de Fulton (1988a), uma vez que *B.freyi* não foi capaz de alimentar-se de *Cy.grd* (tamanho médio  $332,21 \pm 353,51 \mu\text{m}$ ).

Um fator que contribui para que *B.freyi* alimente-se de *Cy.tox* e *Cy.peq*. é a capacidade de cortar os filamentos em partículas menores e posteriormente, ingerir parte ou a totalidade dos mesmos. Constatou-se este comportamento através da redução do tamanho médio dos filamentos e do volume celular nestes dois tratamentos após serem oferecidos como alimento à *B.freyi*.

Esta habilidade de *Bosmina* cortar os filamentos ainda não havia sido descrita na literatura, porém já foi descrita em outros grupos zooplancônicos como nos rotíferos (Bouvy *et al.*,2001) e nos copépodes (Bouvy *et al* 2001; Kâ *et al.*,2012).

Vale destacar aqui, a importância da escolha do método utilizado para a realização dos cálculos das taxas de filtração e ingestão. Existem diversos estudos de

herbivoria com diferentes métodos, como por exemplo, Symons *et al.*, (2012) e Panosso *et al.*, (2003) calcularam as taxas de filtração e ingestão pelas concentrações de clorofila. Já Macedo e Pinto-Coelho, (2000), Lemos *et al* (2006) e Fernandes *et al* (2012) usaram a densidade, e ainda há estudos que utilizam o biovolume (Soares *et al.*, 2009; Soares *et al.*, 2010; Panosso e Lüring, 2010; Kâ *et al.*, 2012).

As vantagens e desvantagens das formas utilizadas para calcular as taxas de filtração e ingestão estão descritas em Peters (1984), porém neste estudo observou-se que pode ocorrer diferença de interpretação de resultados quando se compara os resultados obtidos pela densidade e pelo biovolume. Independente do tamanho do filamento de *C.raciborskii*, quando se trata de densidade, um filamento equivale a um indivíduo. Sendo assim, quando *B.freyi* corta o filamento e consome apenas parte deste, como verificado com *Cy.tox* e *Cy. peq*, a biomassa diminui, mas a densidade pode continuar a mesma, porque conta-se como indivíduo o que sobrou do filamento não ingerido.

Nos experimentos de preferência alimentar quando *M.contortum* foi oferecido junto com *Cy,peq*, enquanto que *M.contortum* apresentou redução significativa em sua densidade, *Cy,peq* não apresentou redução. Em contrapartida, *Cy,peq* teve redução significativa no volume celular, e *M.contortum* não (tabela 5). Observações ópticas eventuais do conteúdo estomacal de *B. freyi* em sua manipulação, verificou-se que as células de *M.contortum* estavam intactas, deixando claro que *B.freyi* alimenta-se de toda a célula, não sendo necessária corta-la para ingeri-la, isso explica o fato de ter havido redução significativa na densidade de *M.contortum* ao final do experimento de preferência alimentar e não ter havido diferença no volume celular.

Por isso, calcular as taxas de filtração e ingestão pelas concentrações em densidade é eficiente para organismos pequenos, onde é possível observar diferenças na quantidade de indivíduos por mililitro entre o início e final do experimento. Porém para organismos maiores como cianobactérias filamentosas o cálculo pelo biovolume é mais adequado, uma vez que ao final do experimento observa-se diferenças no volume celular, o que permite observar possíveis alterações no tamanho dos filamentos, caso tenha ocorrido o corte dos mesmos e ingestão de apenas parte deles.

A escolha do método adequada é importante também, pois observando os resultados obtidos nos experimentos com monoculturas, estas diferenças de métodos podem gerar interpretações erradas dos resultados. Um exemplo disso, é que se as análises tivessem sido realizadas apenas com a densidade, teria-se como afirmação que



*B.freyi*, apesar de capturar *Cy.peq* mais rapidamente ela prefere alimentar-se de *M.contortum* pois apresenta taxa de ingestão extremamente superior aos outros tratamentos, como pode ser observado nas figuras 8 e 10.

Em contrapartida, as análises das taxas de filtração e ingestão, calculadas pelo biovolume sugerem outras conclusões. Isso porque, *B.freyi* filtra mais rapidamente *Cy.tox* e *Cy.peq* do que *M.contortum* (figura 7), o que não corrobora a hipótese de que este cladocero prefere alimentar-se de *M. contortum* ao invés de cepa tóxica de *C. raciborskii*.

Este resultado é semelhante aos observados por Fulton (1988b), em seus experimentos em que *B.longirostris* preferiu alimentar-se de cepa tóxica de *A.flos-aquae* ao invés da clorofícea *Chlamydomonas reinhardtii*, levando portanto o autor a concluir que este cladocero não possui mecanismos quimiorreceptores para evitar o consumo de alimentos tóxicos ou pouco nutritivos, como as cianobactérias.

Embora Fulton (1988b) tenha concluído que *Bosmina* não tenha mecanismos quimiorreceptores para distinção entre cepas tóxicas e não tóxicas, os experimentos realizados neste presente estudo sugerem algo interessante quando se compara as taxas de filtração e ingestão entre *Cy.tox* e *Cy.peq*.

As taxas de filtração de *Bosmina freyi* alimentadas com *Cy.tox* e *Cy.peq* são semelhantes estatisticamente (39,3 e 47,8  $\mu\text{m}\cdot\text{ind}^{-1}\cdot\text{h}^{-1}$ , respectivamente), porém a taxa de ingestão de *Cy.peq* não tóxica é estatisticamente maior que *Cy.tox* (figura 9). Além disso, verificou-se que ocorre redução da densidade (tabela 3) de *Cy.peq* ao final do experimento e não houve diferença em *Cy.tox*.

Estes resultados então, sugerem que *B.freyi* pode ser capaz de manipular *Cy.tox* cortando filamentos, mas é possível que ela não ingira os filamentos da mesma maneira que *Cy.peq*, pois parte do que está sendo filtrado não é ingerido, ou por rejeição ou simplesmente por perda. Schaffner *et al.*, (1994) apud Kâ *et al.*, (2012) também relatam que copépodes capturam tricomas de cianobactérias filamentosas e consomem segmentos de filamentos, o remanescente ou é perdido ou é rejeitado.

DeMott e Moxter (1991) Hong *et al* (2013) verificaram que copépodes rejeitam ativamente cepas tóxicas pois os animais apresentam taxas de filtração em cepa tóxica menores que em cepa não tóxica. Kurmayer e Junttner (1999) relatam que a presença de microcistina diminui drasticamente a taxa de ingestão de *Daphnia*.

Embora esse padrão de rejeição seja claro em outros grupos, os experimentos deste estudo não permitem dizer se *B.freyi* está rejeitando ativamente *Cy.tox* ou se

partes destes filamentos são perdidos no momento da captura. Além disso, não é possível descartar a influência do tamanho do tricoma, pois o tamanho médio de *Cy.tox* é maior que *Cy.peq*, podendo assim causar uma perda maior de filamentos no momento da manipulação e ingestão de *Cy.tox*. Devido a essas ressalvas, para dizer que *B.freyi* prefere alimentar-se de cepa não tóxica comparada a cepa tóxica sugere-se que em experimentos futuros seja feita uma padronização do tamanho dos filamentos entre das duas cepas.

Para verificar se *B.freyi* seleciona o alimento de acordo com sua qualidade nutricional, o experimento de preferência alimentar foi realizado. Verificou-se que quando se disponibiliza filamentos de *C.raciborskii* pequenos ( $57,56 \pm 23,96 \mu\text{m}$ ), com comprimentos mais próximos às células de *M.contortum* ( $27,06 \pm 3,89 \mu\text{m}$ ) as taxas de filtração e ingestão são semelhantes estatisticamente. Além disso, o biovolume final dos dois tratamentos apresentou redução significativa em comparação ao início do experimento. Através destes resultados é possível inferir que *B.freyi* não seleciona o alimento de acordo com sua qualidade nutricional, podendo alimentar-se igualmente das duas espécies.

Nos experimentos de Fulton (1988a) o autor ofereceu suspensões alimentares nas quais sempre havia interação de uma espécie de alga filamentosa junto com a clorofícea *Chlamydomonas reinhardi*. Observou-se que *B.longirostris* apresentou seleção positiva às espécies de cianobactérias oferecidas: duas cepas de *Anabaena flos-aquae*, *Anabaena planktonica* e *Aphanizomenos flos-aquae*. Os resultados obtidos por Fulton (1988a) são diferentes ao desta pesquisa, visto que ao realizar o experimento de interação entre *M.contortum* e *C.raciborskii* não foi observada preferência alimentar por nenhuma das espécies, corroborado pelas taxas de filtração e ingestão estatisticamente iguais.

Segundo Melão (1999) a qualidade do alimento pode influenciar no sucesso do desenvolvimento e na reprodução dos cladóceros de água doce. As maiores taxas de crescimento e reprodução de *Bosmina* foram observadas quando os indivíduos alimentaram-se de clorofíceas considerados nutritivos e palatáveis, como *Chlorella* e *Scenedesmus* (Urabe, 1991 e Acharya *et al*, 2005)

Embora *Bosmina freyi* possa ter se alimentado de cianobactérias, Fulton, (1988b) ressalta que este consumo pode ter um forte impacto negativo na reprodução destes organismos, tornando assim inviável a permanência de *Bosmina* em locais onde há proliferações prolongadas de cianobactérias. Diversos autores também mostram

redução nas taxas de crescimento, reprodução ou sobrevivência de outros cladoceros alimentados com cianobactérias (Ferrão-Filho *et al.*, 2000; Ferrão-Filho e Azevedo, 2003; Han *et al.*, 2012; Costa *et al.*, 2013).

Além destes problemas, (Ferrão-Filho *et al.*, 2007; 2008; Dao *et al.*, 2013) relatam que a exposição do zooplâncton às cianobactérias, também pode afetar o comportamento natatório de cladoceros. Análises deste comportamento são capazes de auxiliar na detecção de presença de substâncias tóxicas na água. Isso porque, segundo Magalhães e Ferrão-Filho (2008), a presença de substâncias nocivas pode causar danos ou estressar os organismos, fazendo com que o metabolismo dos indivíduos se modifique.

Ferrão-Filho *et al.*, (2007, 2008) avaliaram a atividade natatória de diferentes espécies de cladoceros durante a exposição de *C.raciborskii* produtora de saxitoxina e observaram que durante o tempo de exposição houve redução da atividade natatória, chegando até a imobilização de *D.pulex*. No entanto, quando os animais foram transferidos para recipientes sem a presença da cianobactéria, a atividade natatória dos indivíduos voltava ao normal.

Ferrão-Filho *et al.*, (2008) também realizaram bioensaios com cepa de *C.raciborskii* não produtora de saxitoxinas e constataram que esta cepa não produziu nenhum efeito na mobilidade de *D.pulex*. Portanto, os autores concluíram que a saxitoxina pode inibir diretamente a atividade natatória destes cladoceros, uma vez que esta substância inibe o impulso nervoso nas células nervosas dos músculos da segunda antena, que são responsáveis pelo movimento dos apêndices.

Entretanto Dao *et al.*, (2013) também pesquisaram mudanças de comportamento de *D. magna* expostas às células livres de cepas de cianobactérias não produtoras de toxinas e verificaram que diferente de Ferrão-Filho *et al* (2008) os dafnídeos apresentaram comportamento natatório alterado, pois a velocidade média de natação aumentou repentinamente, indicando estresse.

A alimentação inadequada de cianobactérias pelo zooplâncton, seja devido ao tamanho, qualidade nutricional ou toxicidade do alimento, pode gerar alterações negativas no comportamento natatório, na sobrevivência, na capacidade de se reproduzir e no desenvolvimento dos animais.

Além dos problemas relacionados ao ciclo de vida dos organismos zooplanctônicos submetidos ao estresse quando expostos às cianobactérias, a perda da capacidade natatória afeta diretamente a migração vertical do zooplâncton. A migração

vertical é a capacidade dos organismos se deslocarem na coluna d'água e normalmente ocorre para os organismos se protegerem da predação (Dawidowicz *et al.*, 1990; Bezerra-Neto e Pinto-Coelho, 2002) sendo que durante o dia os animais ficam nas camadas mais profundas, onde há baixa luminosidade, e durante a noite migram para a superfície (Pearre, 2003). Desta forma, as presas buscam reduzir a pressão de predação evitando o encontro com o predador, ou seja, a migração vertical efetivamente promove a redução da sobreposição espacial entre as populações de presas e de predadores (Bezerra-Neto e Pinto-Coelho, 2002).

Em vista disso, é possível dizer que se a saxitoxina diminuir a velocidade média da natação de *Bosmina*, levando até mesmo a paralização, a capacidade de migração destes organismo na coluna d'água seria comprometida, e assim, *Bosmina* estaria mais sujeita à predação. Não foram realizadas análises do comportamento natatório nos experimentos realizados neste estudo, porém sugere-se que em estudos futuros leve-se em consideração essa importante variável.

Work e Havens (2003) argumentam que o zooplâncton pode consumir acidentalmente cianobactérias em lagos onde estas populações tenham alta densidade. Ou ainda, devido a escassez de recursos alimentares preferíveis (como pequenas clorofíceas e criptofíceas) obrigam o zooplâncton a se alimentar de recursos menos favoráveis.

Fey *et al.*, (2010) sugerem que os efeitos de proliferações de cianobactérias sobre as populações zooplantônicas dependem da duração da proliferação, severidade e tolerância do zooplâncton às toxinas produzidas pela cianobactéria. Por exemplo, populações de *D.pulex* poderiam alimentar-se da cianobactéria *G. echinulata* durante proliferações de curto período, garantindo assim a sobrevivência dos indivíduos em períodos desfavoráveis. No entanto, em caso de proliferação prolongada a população de *D.pulex* pode não ser capaz de manter-se, uma vez que a alimentação inadequada afeta diretamente sua taxa de reprodução.

Contraditóriamente, estudos tem mostrado a co-existencia de alguns grupos zooplantônicos com proliferações de cianobacterias (Hong *et al.*, 2013, Bolens *et al.*, 2013) e a fatores evolucionários tem sido apontados como mecanismos que garantem a resistência do zooplâncton

Segundo Hairston *et al.*, (2001) proliferações de cianobactérias prolongadas podem ter fortes conseqüências evolucionárias em algumas populações zooplantônicas herbívoras, como por exemplo as *Daphnias*. Isso porque em lagos onde há altas

densidades de cianobacterias, é possível que haja uma forte seleção sobre os herbívoros, favorecendo apenas os genótipos mais aptos a sobreviver, crescer e se reproduzir nestes ambientes com baixa qualidade nutricional.

Sarnelle e Wilson (2005) realizaram experimentos em laboratório com clones de *Daphnia pulicaria* isolados de seis lagos diferentes do Sul de Michigan. Estes lagos foram agrupados em duas categorias: lagos com altas concentrações de fósforo (eutróficos), onde há proliferações de cianobacterias no verão e lagos com baixas concentrações de fósforo(oligotróficos). Foram analisadas as taxas de crescimento dos clones juvenis quando alimentados por *Ankistrodesmus falcatus* (considerada alga nutritiva) e por *Microcystis aeruginosa* (cepa tóxica). Os autores verificaram que os clones de *D. pulicaria* oriundos dos lagos eutróficos tiveram taxas de crescimento maiores do que *D. pulicaria* dos lagos oligotróficos quando alimentados por cepa tóxica de *M. aeruginosa*, sugerindo assim que os organismos dos lagos eutróficos estão mais adaptados às cianobacterias.

Em outro estudo experimental realizado por Jiang *et al.* (2013), *Bosmina longirostris* foi isolada de uma única população, na qual os autores verificaram que existe variação genética entre os indivíduos que vivem em simpatria, o que garantiu alguns serem mais tolerantes e outros mais sensíveis, porém o mecanismo que gera esta variação em Bosminideos ainda não está claro.

O fato é que muitos estudos anteriores documentaram que cianobacterias tem baixo valor nutritivo para o zooplâncton, podendo inibir o crescimento de espécies como, por exemplo, as Daphnias (Lampert, 1987; Jungmann e Benndorf 1994; DeMott,1999). Porém, em muitos destes estudos as condições dos lagos de onde os organismos zooplanctônicos foram isolados não foram devidamente especificadas (Sarnelle e Wilson, 2005).

Embora o predomínio de *C.raciborskii* já tenha sido registrado em outros períodos no reservatório de Itupararanga (Vargas e DOS Santos, 2009),o estudo do zooplâncton neste local foi realizado pela primeira vez por Giron (2013) na estação seca e chuvosa do mesmo ano, por isso não é possível dizer a quanto tempo a população de *Bosmina* convive com alta biomassa de *C.raciborskii* e se estes animais já teriam sido selecionados.

Mesmo assim, é possível levantar a hipótese de que *B.freyi* seria tolerante ao consumo de *C.raciborskii* devido ao processo de seleção, e isto explicaria o alto consumo da cianobacteria observado neste estudo.

No entanto, ainda são necessários estudos sobre o ciclo de vida de *Bosmina freyi* para verificar se a cianobactéria afeta negativamente a reprodução, taxa de crescimento e longevidade e assim verificar se este consumo permite a permanência e dominância deste cladóceros no reservatório de Itupararanga por longos períodos.

## 6.2 Relações ecológicas na teia planctônica do Reservatório Itupararanga

Alguns estudos em lagos tropicais e eutróficos tem mostrado um fraco efeito da regulação *top-down* na comunidade fitoplanctônica por parte do zooplâncton. Rückert e Giani (2008) relatam que esse fraco efeito não é devido a redução da capacidade do zooplâncton em se alimentar do fitoplâncton, isso porque experimentos em laboratório mostraram que os microcrustáceos removeram eficientemente as partículas fitoplanctônicas. Porém Rückert e Giani (2008) verificaram que no ambiente natural, como no reservatório da Pampulha, a densidade fitoplanctônica é tão elevada que a pressão negativa do zooplâncton no fitoplancton não é observada.

Rückert e Giani (2008) ainda propõem que teias alimentares em ambientes eutróficos até podem ser reguladas por *forças top-down*, porém a comunidade fitoplanctônica não é controlada pelo zooplâncton, mas sim por peixes. Pinto-Coelho *et al.*, (2008) verificaram que a presença de peixes exóticos em lagoas levou ao declínio de espécies nativas, o que aumentou a densidade de *Chaoborus* sp que por sua vez levou ao declínio do microzooplâncton e por fim causou aumento da biomassa algal. Os autores chamaram este evento de “teoria da Cascata Trófica Invertida”.

Apesar de o Reservatório de Itupararanga apresentar peixes exóticos, os dados obtidos em campo por Casali (em preparação) e Giron (2013) não corroboram com a teoria proposta por Pinto-Coelho *et al.*, (2008), e assemelham-se mais com a teoria proposta por Carpenter *et al* (1985).

Diversos são os fatores que podem causar alterações na densidade de *Chaoborus*, e sua densidade aumenta quando peixes planctívoros são removidos ou menos abundantes. Já alta densidade de *Chaoborus* em lagos com alta abundância de peixes planctívoros esta relacionada à existência de refúgios relacionados à turbidez e a concentração de oxigênio dissolvido (Jäger *et al*, 2011). Além disso, altas densidades desta larva na coluna d’água podem estar relacionadas à temperatura, uma vez que

Arcifa e Meschiatti (1993) e Giron (2013) observaram altas densidades desta larva no verão.

Estes organismos são importantes estruturadores da comunidade aquática, uma vez que através da predação alteram a dinâmica e o tamanho das populações de suas presas (Neill, 1981; Sarmiento, 2012).

Larvas de *Chaoborus* alimentam-se tanto de algas como de zooplâncton, sendo que sua dieta varia de acordo com seu estágio de desenvolvimento. No instar I, *Chaoborus* tem preferência por fitoplâncton, como o dinoflagelado *Peridinium sp.* (Arcifas, 2000) e *Ceratium sp.* (Jäger *et al.*, 2011). No instar II, já é possível alimentar-se de pequenas espécies zooplânctônicas, como rotíferos, no entanto as algas ainda são preferíveis. A partir do instar III a alimentação por zooplâncton torna-se preferencial (Arcifa, 2000; Jeong e Park, 2010).

Conforme já verificado pela literatura, em alguns locais onde há alta densidade de *Chaoborus* pode haver um declínio populacional de *Bosmina*. Isso corrobora com o que foi observado por Giron (2013) no reservatório de Itupararanga e os modelos qualitativos elaborados sustentam a hipótese de que esta larva tem um impacto na população de *Bosmina freyi* e portanto é possível dizer que a comunidade planctônica deste reservatório pode estar sendo controlada por forças *top-down*.

Giron (2013) relata também que no reservatório de Itupararanga, todas as espécies registradas para o grupo dos Cladocera são de pequeno porte, com destaque para o gênero *Bosmina*. Segundo Burns (1987) e DeMott *et al.* (2001), em lagos eutróficos, há predomínio de cladoceros pequenos, como *Bosmina* e *Ceriodaphnia*. O padrão de dominância de organismos zooplânctônicos como pequenos cladoceros e copepodes e o desaparecimento de organismos maiores durante proliferações de cianobactérias já foi relatado em vários ambientes.

O modelo qualitativo gerado neste estudo, que é um modelo teórico corrobora com o que foi observado no campo por Giron (2013) e Casali (em preparação). Porém os resultados dos experimentos em laboratório, não corroboraram com as hipóteses elaboradas através do que foi observado no campo e do que foi descrito pelo modelo. Isso porque, esperava-se que *Bosmina* tivesse preferência alimentar clara entre *M.contortum* e *C.raciborskii*, e observou-se que *B.freyi* alimentou-se mais da cianobactéria do que de *M.contortum* quando estes foram oferecidos separadamente, e no experimento em que foi ofertada as duas espécies fitoplanctônicas *B.freyi* alimentou-se igualmente das duas não indicando preferência.

Por isso não é possível dizer que *B.freyi* teve impacto negativo direto na população de *M.contortum* no inverno e assim ter garantido o aumento de *C.raciborskii*. Vale ressaltar aqui, que este estudo foi realizado quase simultaneamente com Giron (2013 e Casali, em preparação), por isso, quando as hipóteses foram formuladas e os organismos do estudo selecionados para o experimento, os resultados ainda estavam sendo gerados. Na época, os copépodes pareciam não ter muita representatividade na comunidade zooplanctônica, porém ao final da pesquisa de Giron (2013), conclui-se que formas imaturas de copépodes (náuplios e copepoditos) também predominaram junto com *Bosmina freyi*.

A maioria dos estudos sobre alimentação de Copepoda são realizados com indivíduos adultos, havendo poucos registros sobre hábitos alimentares de náuplios e copepoditos. Os copepodos são importantes, pois também influenciam a população de cianobactéria, seja pelo consumo desta ou pelo consumo de organismos que competem por recursos com elas.

Diversos estudos mostram que copépodes alimentam-se eficientemente de cianobactérias (Bouvy *et al* 2001; Panosso *et al.*, 2003, Hambright *et al.*, 2007; Kâ *et al.*, 2012; Hong *et al.*, 2013; Bollens *et al.*, 2013), porém diferente do que ocorre com cladóceros, copépodes são mais eficientes em selecionar alimentos considerados de boa qualidade, como por exemplo clorofíceas, como indicado em trabalhos que utilizaram *Chlamydomonas reinhardtii* (Hong *et al.*, 2013); *Ankistrodesmus* sp. (Panosso *et al.*, 2003) e *Cosmarium impressulum* (Kâ *et al.*, 2012).

Devido a essa seleção por clorofíceas já muito bem relatada na literatura em copépodes adultos, é possível inferir que este grupo zooplanctônico, pode estar atuando junto com *Bosmina freyi* na comunidade fitoplanctônica do reservatório de Itupararanga no período seco, o que explica a redução da população de *M.contortum* observada por Casali (em preparação).

Conforme o que foi discutido, é possível dizer que os modelos qualitativos feitos neste presente estudo auxiliaram no processo de descrição sobre como a comunidade planctônica do reservatório pode ser alterada com a presença ou ausência da larva de *Chaoborus*.

Modelagem qualitativa é uma ferramenta prática e rigorosa para elaboração de estratégias de manejo, pois identifica importantes interações e feedbacks de ecossistemas explorados, além disso, fornecem uma forma de reconhecer os efeitos da



interferência humana e das mudanças ambientais em um ecossistema (Dambacher *et al* 2009).

A maioria das previsões feitas por Lassalle *et al* (2013) através de modelos qualitativos de uma teia alimentar aquática no Golfo da Biscaia indicaram que alterações positivas ou negativas nos predadores de topo levaram a mudanças significativas nos níveis tróficos inferiores, o que corresponde a força *top-down*.

Ramsey e Veltman (2005) relatam que o uma abordagem baseada em *loop analysis* é adequada quando se deseja fazer previsões sobre a direção provável da mudança na abundancia de espécies, no entanto esta abordagem não é eficiente para saber a magnitude destas mudanças, sendo então, necessário utilizar outro tipo de abordagem qualitativa para esclarecer esta lacuna.

Nos modelos gerados neste estudo foi possível observar as tendências de quais e como as principais populações componentes da teia planctônica de Itupararanga são afetadas. Além disso, as análises em laboratório junto com as observações feitas através do modelo, permitiram compreender a importância ecológica da espécie *Bosmina freyi* e também constatar que outros grupos, antes não considerados representativos, também podem estar atuando no controle de *C.raciborskii*.

Assim é possível dizer que os modelos qualitativos podem ser usados como ferramentas para fazer previsões futuras no comportamento desta cianobacteria conforme ocorra mudanças no ambiente. E desta forma, auxiliam na tomada de decisões ou na elaboração de estratégias de manejo que visem a conservação da qualidade da água deste importante reservatório para a região de Sorocaba.

Porém este modelo, como todo modelo que pretende representar a natureza, apresenta limitações, como por exemplo, não permite prever em quantidade a biomassa e densidade dos organismos envolvidos na teia alimentar, quando são feitas as simulações.

Essa ressalva mostra a importância de conciliar pesquisas em laboratório ou no campo, junto com modelos qualitativos e modelos quantitativos também. Quanto mais conhecimento e ferramentas forem utilizados, melhor será a compreensão de problemas futuros ou atuais que ameaçam locais de grande importância ecológica ou econômica.

## 7 CONCLUSÕES

- *Bosmina freyi* é capaz de cortar filamentos de cianobactérias com filamentos de tamanhos pequenos ou intermediários para facilitar a ingestão. Esta habilidade de *Bosmina* ainda não tinha sido descrita na literatura.

- Em observações óticas eventuais do conteúdo estomacal de *B.freyi* em sua manipulação verificou-se que as células de *M.contortum* estavam intactas.

- De acordo com o método utilizado para calcular as taxas de filtração e ingestão pode existir variação na interpretação dos resultados. Calcular as taxas de ingestão e filtração pelo biovolume mostrou-se mais eficiente do que pela densidade, principalmente em relação às cianobactérias, pois uma vez que as taxas tivessem sido calculadas pela densidade não seria possível verificar a perda da biomassa de *C.raciborskii*, pois se calcula como indivíduo qualquer tamanho de filamento. Assim, se *B.freyi* corta o filamento e alimenta-se apenas de segmentos do filamento, a densidade inicial e final pode não ser alterada, o que poderia levar a idéia de que *Bosmina* não se alimenta da cianobactéria. Em contrapartida o método da densidade pode ser eficiente quando se trata de organismos pequenos, assim como o *M.contortum*, no qual *B.freyi* alimenta-se de toda a célula, portando reduzindo a densidade.

- Houve redução do biovolume celular ao final do experimento de *Cy.peq*, *C.tox* e *M.contortum* quando oferecidos separadamente, o que indica que *B.freyi* alimentou-se tanto de cianobactérias como da clorofícea.

- Uma vez que não houve redução significativa do volume celular de *C.raciborskii* com filamentos grandes, inferiu-se que o tamanho do filamento afeta a capacidade de *Bosmina* filtrar e ingerir eficientemente *C.raciborskii*.

-*Bosmina* alimentou-se eficientemente da cepa tóxica de *C.raciborskii*, e entre *M.contortum* e *C.raciborskii* tóxica, *Bosmina* apresentou maiores taxas de ingestão e filtração quando alimentada por *C.raciborskii* tóxica. Porém entre a cepa não tóxica e a cepa tóxica de *C.raciborskii*, *B.freyi*, ingeriu maior biomassa da cepa não tóxica.

- No experimento de preferência alimentar, onde foi oferecido *C.raciborskii* de filamentos de tamanho médio semelhante ao tamanho celular de *M.contortum*, *B.freyi*,

não apresentou alimentação seletiva, pois consumiu igualmente os dois alimentos oferecidos.

A co-existência de *B.freyi* com altas densidades de *C.raciborskii* por um período longo no reservatório de Itupararanga pode ter selecionado indivíduos tolerantes ao consumo desta cianobactéria, e isto explicaria o alto consumo de *C.raciborskii* observado nos experimentos deste estudo.

- Ao simular aumento na população de *Chaoborus sp*, observou-se declínio de *B.freyi* aumento de *M.contortum* e redução de *C.raciborskii*. Ao simular efeito negativo na população de *Chaoborus sp*, o modelo descreveu aumento de *B.freyi*, redução de *M.contortum* e aumento de *C.raciborskii*. As duas simulações corroboraram com os dados observados em campo e, portanto corroboraram com a hipótese de que a teia alimentar planctônica do Reservatório de Itupararanga pode estar sendo controlada por forças *top-down*.

- Os experimentos em laboratório não corroboraram com esta hipótese, pois se esperava que *B.freyi* preferisse *M.contortum*, por isso propôs-se que formas imaturas de copépodes, copepoditos e náuplios, podem estar atuando junto com *Bosmina freyi* na comunidade fitoplanctônica no Reservatório de Itupararanga.

-A modelagem qualitativa pode ser uma importante ferramenta para auxiliar na previsão de alterações na comunidade planctônica de ambientes aquáticos, facilitando assim a decisão de estratégias de manejo, porém deve existir cautela nas interpretações e um estudo aprofundado das espécies envolvidas. Além disso, uma teia alimentar é muito mais complexa do que qualquer simulação.

## 8 PERSPECTIVAS FUTURAS

Este estudo foi um dos primeiros a ser realizado sobre os hábitos alimentares da espécie *Bosmina freyi*. Além disso, foi o primeiro a estudar o comportamento alimentar do gênero *Bosmina* com a espécie *C.raciborskii*, que atualmente vem sendo registrada como espécie abundante em reservatórios brasileiros e de outros países. Esta espécie é conhecida como potencialmente tóxica podendo causar problemas de saúde pública.

No decorrer da elaboração desta pesquisa, outras questões surgiram e, portanto, são interessantes perguntas para futuros trabalhos para melhor compreensão de mecanismos ecológicos envolvidos em teias alimentares.

A primeira sugestão de estudos futuros é a análise do ciclo de vida de *Bosmina freyi* submetida à dieta alimentar diferenciada. Estes experimentos poderão esclarecer se *Bosmina freyi*, tem conseqüências negativas em sua reprodução e crescimento quando alimentadas por *C.raciborskii* (tóxica e não tóxica) e *M.contortum*.

Sugere-se também que sejam feitas análises moleculares de populações e experimentos de alimentação comparativos de *Bosmina* que co-existem com proliferações de cianobactérias e populações que não convivem com cianobactérias. Este estudo é necessário para verificar se a tolerância observada na alimentação de *C.raciborskii* tóxica por *Bosmina* se deve a um processo evolutivo.

Seriam importantes também testes em laboratório com o intuito de observar e compreender melhor sobre esta possível capacidade de *Bosmina freyi* cortar filamentos de cianobactérias. Propõe-se observar não apenas o tamanho inicial e final dos filamentos, mas sim fazer uma análise de imagens e vídeos, para verificar o comportamento dos apêndices no momento da filtração e ingestão do alimento.

Além destes itens também são propostas análises do comportamento natatório de *B.freyi* submetida à alimentação com cianobacterias tóxicas e não tóxicas, para verificar se a toxina interfere neste comportamento.

E por fim, para melhor compreensão da dinâmica planctônica do Reservatório de Itupararanga, são necessários mais experimentos com outros importantes grupos zooplancônicos que compõem a teia alimentar desta comunidade, como por exemplo, copepoditos, náuplius e rotíferos.

## REFERÊNCIAS

ACHARYA, K.; JACK, J. D.; BUKAVECKAS, P. A.(2005) Dietary effects on life history traits of riverine *Bosmina*. *Freshwater Biology*, Oxford, n. 50, p. 965-975.

ACUÑA, P.; VILA, I.; MARÍN, V.H. (2008) Short-term responses of phytoplankton to nutrient enrichment and planktivorous fish predation in a temperate South American mesotrophic reservoir. *Hydrobiologia*, v. 600, p. 131-138.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (APHA).(2005) *Standart methods for the examination of water and wastewater*. 19th. ed. Washington: Byrd Prepress Springfield.

ARCIFA, M. S. F.(2000) Feeding habits of chaoboridae larvae in a tropical brazilian reservoir. *Revista Brasileira de Biologia*, v. 60, n.4, p. 591-597.

ARCIFA, M.S.; GOMES, E.A.T.; MESCHIATTI, A.J. Composition and fluctuations of the zooplankton of a tropical Brazilianreservoir. *Archv fur Hydrobiologie*, v. 123, p. 479-495, 1992.

ARCIFA, M.S.; MESCHIATTI, A.J. Distribution and feeding ecology of fishes in a Brazilian reservoir: Lake Monte Alegre. *Interciencia*, v.18, p. 302-313, 1993.

AZAM, F. FENCHEL, T; FIELD,J.G; GRAY, J.S.; MEYER-REIL, L.A.; THINGSTAD, F. (1983). The ecological role of water-column microbes in the sea. *Marine Ecology Progress Series*, Amelinghausen, v.10, p. 257-263.

BEU, E. S.; MISATO, M. T.; HAHN, C. M. APA Itupararanga. In: BEU, S. E.; DOS SANTOS, A. C. A.; CASALI, S. *Biodiversidade na APA Itupararanga: condições atuais e perspectivas futuras*. São Paulo, 2011. p. 33-56.

BEZERRA NETO, J.F; Pinto-Coelho, R.M.P. (2002). A influência da larva de *Chaoborus brasiliensis* (Insecta: Diptera) na distribuição vertical da comunidade zooplanctônica da Lagoa do Nado. *Acta Scientiarum*, v.24, p. 337 – 344

BLACKWOOD, J. S.; DRESNER, M.; LUH, H. K.(2006) Using student generated qualitative ecological models. *Teaching Issues and Experiments in Ecology*, v. 4, p. 12-32.

BLEIWAS, A.H.; STOKES, P.M, (1985) Collection of large and small food particles by *Bosmina*. *Limnology and Oceanography*. v.30, p. 1090-1092.

BODINI, A.; GIAVELLI, G.; ROSS, O. (1994) The qualitative analysisof community food webs: implications for wildlife management and conservation. *Journal of Environmental Management*, London, v. 41, p. 49-65.

BOLLENS, G.R.; GONZALEZ, A.; ZIMMERMAN, J.; LEE, T.; EMERSON, J. (2013). Feeding dynamics of the copepod *Diacyclops thomasi* before, during and

following filamentous cyanobacteria blooms in a large, shallow temperate lake. *Hydrobiologia*, v. 705, p.101–118.

BOUVY, M.; PAGANO, M.; TROUSSELLIER, M.(2001) Effects of a cyanobacterial bloom (*Cylindrospermopsis raciborskii*) on bacteria and zooplankton communities in Ingazeira reservoir (northeast Brazil). *Aquatic Microbial Ecology*, Local de publicação, v. 25, p. 215-227.

BRETT, M. T.; GOLDMAN, C. R.(1996) A meta-analysis of the freshwater trophic cascade. *Proceedings of the National Academy of Science of the United States of Americans*, , v. 93, p.7723-7726.

BRETT, M. T.; GOLDMAN, C. R. (1997) Consumer versus resource control in freshwater pelagic food web. *Science*, New York, v. 275, p. 384-286.

BRIAND, J. F.; ROBILLOT, C.; Quiblier-Llobéras, C.;HUMBERT, J.F.; COUTÉ, A.; BERNARD, C. (2002). Environmental context of *Cylindrospermopsis raciborskii* (Cyanobacteria) blooms in a shallow pond in France. *Water Research*, New York, v. 36, p. 3183-3192.

BURNS, C.W. (1987) Insights into zooplankton-cyanobacteria derived from enclosure studies. *N Z J Mar Freshw Res* 21:477–482.

BURNS C.W. (1968). The relationship between body size of filter-feeding cladoceran and the maximum size of particle ingested. *Limnol Oceanogr*, v. 13, p.675–678.

CARPENTER, S. R.; KITCHELL, J. F.; HODGSON, J. R.(1985)Cascading trophic interactions and lake productivity. *BioScience*, Washington, v. 35, p. 634-639.

CASALI, S. P. *A comunidade fitoplanctônica no Reservatório de Itupararanga (Bacia do Rio Sorocaba – S.P.)*. Tese (Doutorado em Hidráulica e Saneamento) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos (tese em preparação).

DA COSTA, S. M.; FERRÃO-FILHO, A. S.; AZEVEDO, S. M. F. O. Effects of saxitoxin- and non-saxitoxin-producing strains of the cyanobacterium *Cylindrospermopsis raciborskii* on the fitness of temperate and tropical cladocerans. *Harmful algae*, v. 28, p. 55-63, 2013.

DAMBACHER, J. M.; GAUGHAN, D.J.; ROCHET, M.J.; ROSSIGNOL, P.A.; TRENKEL, V.M. (2009). Qualitative modelling and indicators of exploited ecosystems. *Fish and Fisheries*, , v. 10, p. 305-322.

DAMBACHER, J. M.; LI, H. W.; ROSSIGNOL, P. A. (2009) Relevance of community structure in assessing indeterminacy of ecological predictions. *Ecology*, v. 83, p.1372-1385.

DAO, T.-S., ORTIZ-RODRÍGUEZ, R., DO-HONG, L.-C. WIEGAND, C. (2013). Non-microcystin and non-cylindrospermopsin producing cyanobacteria affect the biochemical responses and behavior of *Daphnia magna*. *International Review of Hydrobiology*, v. 98, p. 235–244.

- DAWIDOWICZ, P.; PIJANOWSKA, J.; CIECHOMSKI, K. (1990). Vertical migration of *Chaoborus* larvae is induced by the presence of fish. *Limnology and Oceanography*, v. 35, p. 1631-1637.
- DELAZARI-BARROSO, A.; SANT'ANNA, C. L.; SENNA, P. A. C. (2007) Phytoplankton from Duas Bocas Reservoir, Espírito Santo State, Brazil (except diatoms). *Hoehnea*, São Paulo, v. 34, n. 2, p. 211-229.
- DEMELLO, R.; HEBERT, P. D. N. A (1994) taxonomic reevaluation of North American Bosminidae. *Canadian Journal of Zoology*, Ottawa, v. 72, p. 1808-1825.
- DE MOTT, W. (1985). Collection of large and small food particles by *Bosmina*. *Limnology and Oceanography*, Baltimore, v. 30, n. 5, p. 1090-1092.
- DE MOTT W. R (1999) Foraging strategies and growth inhibition in five daphnids feeding on mixtures of a toxic cyanobacterium and green algae. *Freshwater Biology*, v. 42, p.263–274
- DE MOTT, W. (1982). Feeding selectivities and relative ingestion rates of *Daphnia* and *Bosmina*. *Limnology and Oceanography*, Baltimore, v. 27, n.3, p. 518-527.
- DE MOTT, W.R.; GULATI, R.D.; VAN DONK, E. (2001) *Daphnia* food limitation in three hypereutrophic Dutch lakes: evidence for exclusion of large-bodied species by interfering filaments of cyanobacteria. *Limnol Oceanogr*, n. 46, p. 2054–2060.
- DE MOTT, W. R.; MOXTER, F. (1991) Foraging on cyanobacteria by copepods: responses to chemical defenses and resource abundance. *Ecology*, Local de publicação, v.72, p. 1820-1834.
- DE MOTT, W.; KERFOOT, W.C. (1982) Competition among cladocerans: nature of the interaction between *Bosmina* and *Daphnia*. *Ecology*, v. 63, p. 1949-1966.
- DILLON, P. J.; RIGLER, F. H. (1974) The phosphorus-chlorophyll relationship in lakes. *Limnology and Oceanography*, Baltimore, v. 19, p. 767-773.
- ENGSTRÖM-ÖST, J.AUTIO, R.; SEÄLÄ, O.; SOPANEN, S.;SUIKKANEN, S. (2012). Plankton community dynamics during decay of a cyanobacteria bloom: A mesocosm experiment. *Hydrobiologia*, v. 701, n. 1, p. 25-35.
- ELMOOR-LOUREIRO, L. M. A.; MENDONÇA-GALVÃO, L.; PADOVESI-FONSECA, C. (2004). New cladoceran records from Lake Paranoá, central Brazil. *Brazil Journal of Biology*, v. 64, n. 3a, p. 415-422.
- ELSER, M. M. et al.(1987) *Chaoborus* populations: response to food web manipulation and potential effects on zooplankton communities. *Canadian Journal of Zoology*, Ottawa, v. 65, p. 2846-2852.
- ESTEVEZ, F. A. *Fundamentos de Limnologia*. 2.ed. Rio de Janeiro: Interciência, 1998.

EVERSON, S. et al. (2011) Extreme differences in akinete, heterocyte and cylindrospermopsin concentrations with depth in a successive bloom involving *Aphanizomenon ovalisporum* (Forti) and *Cylindrospermopsis raciborskii* (Woloszynska) Seenaya and SubbaRaju. *Harmful algae*, v. 10, p. 265-276.

FALCONER, I. R. (2005) Cyanobacterial toxins of drinking water supplies: cylindrospermopsins and microcystins. Boca Raton: CRC Press.

FERNANDEZ, R. NANDINI, S.; SARMA, S.S.S. (2012) A comparative study on the ability of tropical micro-crustaceans to feed and grow on cyanobacterial diets. *Journal of Plankton Research* v. 34, n.8, p. 719–731.

FEY, S.B.; .MAYER, Z.A.; .DAVIS , S.C.; COTTINGHAM, K.L. Zooplankton grazing of *Gloeotrichia echinulata* and associated life history consequences. *Journal of Plankton Research*, v. 32, n. 9, p. 1337–1347.

FERRÃO-FILHO, A. S. et al. Evaluation of sub-lethal toxicity of cyanobacteria on the swimming activity of aquatic organisms by image analysis. *Journal of the Brazilian Society of Ecotoxicology*, Local de publicação, v. 2, n. 2, p. 93-100, 2007.

FERRÃO-FILHO, A. S.; DA COSTA, S.M.; RIBEIRO, M.G.L.; AZEVEDO, S.M.F.O. (2008). Effects of a saxitoxin-producer strain of *Cylindrospermopsis raciborskii* (Cyanobacteria) on the swimming movements of cladocerans. *Environmental Toxicology*, New York, v. 23, n. 2, p. 161-168.

FERRÃO-FILHO, A. S.; AZEVEDO, S.(2003). Effects of unicellular and colonial forms of toxic *Microcystisaeruginosa* from laboratory cultures and natural populations on tropical cladocerans. *Aquatic Ecology*, v. 37, p. 23–35, 2003.

FERRÃO-FILHO, A. S.; AZEVEDO, S. M. F. O; DEMOTT, W. R. (2000). Effects of toxic and non-toxic cyanobacteria on the life history of tropical and temperate cladocerans. *Freshwater Biology*, Oxford, v. 45, p. 1-19.

FERRAREZE, M.; NOGUEIRA, M. G. (2013) Phytoplankton assemblages in lateral lagoons of a large tropical reservoir. *Brazilian Journal of Biology* , v.73, n.1, p. 163-171.

FIGUEREDO, C. C.; GIANI, A.; BIRD, D. F. (2007) Does allelopathy contribute to *Cylindrospermopsis raciborskii* (cyanobacteria) bloom occurrence and geographic expansion?. *Phycological Society of America*, v. 43, p. 256-265,

FULTON, R. S.; PAERL, H. W. (1987) Toxic and inhibitory effects of the blue-green alga *Microcystisaeruginosa* on herbivorous zooplankton. *Journal of Plankton Research*, London, v. 9, p. 837-855.

FULTON, R.S. (1988 a). Grazing on filamentous algae by herbivorous zooplankton. *Freshwater Biology*, n. 20, p. 263-271.

FULTON, R. S. (1988 b) Resistance to blue-green algal toxins by *Bosmina longirostris*. *Journal of Plankton Research*, London, v.10, n. 4, p. 771-778.



GIRON, A. *Variação espacial e nictemeral da comunidade zooplanctônica do Reservatório de Itupararanga, Votorantim, São Paulo*. 2013. 114 f. Dissertação. (Mestrado em Diversidade Biológica e Conservação) – Universidade Federal de São Carlos, Sorocaba, 2013.

GILBERT, J. J. (1990) Differential effects of *Anabaena affinis* on cladocerans and rotifers: mechanisms and implications, *Ecology*, v.71, p.1727-1740.

GLIWICZ, Z. M. (1969) Studies on the feeding of pelagic zooplankton in lakes with varying trophy. *Ekologia Polska - Seria A*, v. 17, p. 663-708.

GLIWICZ, Z. M.; LAMPERT, W.(1990). Food thresholds in *Daphnia* species in absence and presence of blue-green filaments. *Ecology*, Local de publicação, v. 71, p. 691-702,

HAMBRIGHT, K. D.; HAIRSTON, N.G.; SCHAFFNER, W.R.; HOWARTH, R.W. (2007). Grazer control of nitrogen fixation: synergisms in the feeding ecology of two freshwater crustaceans. *Fundamental and Applied Limnology*, Local de publicação, v. 170, p. 89-101.

HAMILTON, P. B.; LEY, L.M.; DEAN, S.; PICK, F.R. (2005). The occurrence of the cyanobacterium *Cylindrospermopsis raciborskii* in Constance Lake: an exotic cyanoprokaryote new to Canada. *Phycologia*, Local de publicação, v. 44, p. 17-25.

HAN, B.P.; Lin X.; Lei, L.; Gu, J. (2012). Survivals of *D. galeata* in sub-tropical reservoirs: harmful effects of toxic cyanobacteria in food source. *Ecotoxicology*, v.21,p.1692-1705.

HILLEBRAND, H.; DÜRSELEN, C. D.; KIRSCHTEL, D. (1999) Biovolume calculations for pelagic and benthic microalgae. *Journal of Phycology*, Lawrence, v. 35, p. 403-424.

HONG, Y. et al. (2013). The cyanobacterium *Cylindrospermopsis raciborskii* is facilitated by copepod selective grazing. *Harmful Algae*, v. 29, p. 14-21, 2013. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.hal.2013.07.003>>. Acesso em: 1 out. 2014.

HUISMAN, J.; MATTHIJS, H. C. P.; VISSER, P. M. (2005) *Harmful cyanobacteria*. [S.l.]: Springer, p. 243.

ISTVÁNOVICS, V.; SHAFIK, H.M.; PRÉSING, M.; JUHOS, S. (2000). Growth and phosphate uptake kinetics of the cyanobacterium, *Cylindrospermopsis raciborskii* (Cyanophyceae) in throughflow cultures. *Freshwater Biology*, Oxford, v. 43, p. 257-275.

JÄGER, I.; HÖLKER, F.; FLÖLDER, S.; WALTZ, N. (2011). Impact of *Chaoborus flavicans* - predation on the zooplankton in a Mesotrophic Lake – a threeyear study. *International Review of Hydrobiology*, Berlin, v. 96, p. 191-208.

JEONG, G.; PARK, S. Seasonal and diel abundance and feeding patterns of *Chaoborus flavicans* in Sang-Chun reservoir. *Animal Cells Systems*, v. 14, p. 297-303, 2010.

JIANG, X et al., (2013). Resistance variation within a *Daphnia pulex* population against toxic cyanobacteria. *J. Plankton Res.*, v.35n. 5, p. 1177 – 1181.

JOHN, D. M.; TSARENKO, P. M. (2002) Order Chlorococcales. In: JOHN, D. M.; WHITTON, B. A.; BROOK, A. J. (Ed.). *The freshwater algal flora of the British Isles: An identification guide to freshwater and terrestrial algae*. Cambridge: Cambridge University Press. p. 327-409.

JUNGSMANN, D.; BENNDORF, J (1994) Toxicity to *Daphnia* of a compound extracted from laboratory and natural *Microcystis* spp., and then role of microcystins. *Freshwater Biology*, v.32,p.13–20

KÂ. S. et al. (2012) Can tropical freshwater zooplankton graze efficiently on cyanobacteria?. *Hydrobiologia*, v. 679, p. 119-138.

KASPRZAK, P. et al. ( 2007) Reduction of nutrient loading and biomanipulation as tools in water quality management: long-term observations on Bautzen Reservoir and Feldberger Haussee (Germany). *Lake and Reservoir Management*, v. 23, p.410-427.

KUIPER-GOODMAN, T.; FALCONER, I.; FITZGERALD, J. (1999) Human health aspects. In: CHORUS, I.; BARTRAM, J. (Ed.). *Toxic Cyanobacteria in water: a guide to their public health consequences, monitoring and management*. London: E & FN Spon, p. 114-153.

KURMAYER, R.; JUETTNER, F. (1999) Strategies for the co-existence of zooplankton with the toxic cyanobacterium *Planktothrix rubescens* in Lake Zurich. *Journal of Plankton Research*, London, v. 21, p. 659-683.

LAMPERT, W.(1987) Laboratory studies on zooplankton-cyanobacteria interactions. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, v. 21, p. 483-490.

LASSALLE, G.; PASCAL, JEAN-SEBASTIEN.N.; BOËT, P.; ROCHET, MARIE-JOELLE.; TRENKEL, V.M.; NIQUIL,N. (2013). Combining quantitative and qualitative models to identify functional groups for monitoring changes in the Bay of Biscay continental shelf exploited foodweb. *ICES Journal of Marine Science*. Disponível em: <doi:10.1093/icesjms/fst107>. Acesso em: 01 de out.2013.

LEMONS,V.O.; COSTA, R. M.; PEREIRA, L. C. C. (2006) Taxas de filtração e ingestão de *Thalassiosira weissflogii* (Bacillariophyta) por *Euterpina acutifrons* Dana (Copepoda). *Boletim do Museu Paranaense Emílio Goeldi*, Belém, v. 1, n. 3, p. 121-127.

LEWIS, W. M. (1977) Feeding selectivity of a tropical *Chaoborus* population. *Freshwater Biology*, Oxford, v.7, p. 311-325.

- LOW, E. W.; CLEWS, E.; TODD, P.A.; TAI, Y.C. (2010) Top-down control of phytoplankton by zooplankton in tropical reservoirs in Singapore? *The rafflesbulletin of zoology* . v. 58, p. 311–322.
- LÜRLING, M. (2003) *Daphnia* growth on microcystin-producing and microcystin-free *Microcystis aeruginosa* in different mixtures with the green alga *Scenedesmus obliquus*. *Limnology and Oceanography*, Baltimore, v. 48, p. 2214-2220.
- MACEDO, C.F.; PINTO-COELHO, R.M. (2000) Taxas de filtração de *Daphnia laevis* e *Moina micrura* em relação às clorofíceas *Scenedesmus quadricauda* e *Ankistrodesmus gracilis*. *Acta Limnologia Brasiliense*, v. 12, p.1-10.
- MAGALHÃES, D.P.; FERRÃO-FILHO, A.S. (2008). A ecotoxicologia como ferramenta no monitoramento de ecossistemas aquáticos. *Oecologia Brasilienses*, v.12, n.3, p. 355-381.
- MCQUEEN, D. J.; POST, J. R.; MILLS, E. L. (1986) Trophic relationships in freshwater pelagic ecosystems. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science*, Ottawa, v. 43, p.1571-581.
- MELÃO, M. G. G. (1999). Desenvolvimento e aspectos reprodutivos de cladóceros e copépodos de água continentais brasileiras. In: POMPEO, M. L. M. *Perspectivas da Limnologia no Brasil*. São Luis: Gráfica e Editora União, p. 198.
- NEILL, W. E. Impact of *Chaoborus* predation upon the structure and dynamics of a crustacean zooplankton community. *Oecologia*, Local de publicação, v. 48, p. 164-177, 1981.
- PADISÁK, J. ( 1997) *Cylindrospermopsis raciborskii* (Woloszynnska) Seenayya et Subba Raju, an expanding, highly adaptive cyanobacterium: worldwide distribution and review of its ecology. *Archivfür Hydrobiology*, v. 107, p. 563-593.
- PAINE, R. T. (1980) Food webs, linkage, interaction strength and community infrastructure. *Journal Animal Ecology*, v. 49, p. 667-685.
- PANOSSO, R.; LÜRLING, M. (2010) *Daphnia magna* feeding on *Cylindrospermopsis raciborskii*: the role of food composition, filament length and body size. *Journal of Plankton Research*, London, v. 32, n. 10, p. 1393-1404.
- PANOSSO, R.; CARLSSON, P.; KOZLOWSKY-SUZUKI, B.; AZEVEDO, S. M.F.O.; GRANÉLI, E. (2003) Effect of grazing by a neotropical copepod, *Notodiaptomus*, on a natural cyanobacterial assemblage and on toxic and non-toxic cyanobacterial strains. *Journal Plankton Research*, v. 25, n.9, p. 1169-1175.
- PEARRE, S. (2003). Eat and run? The hunger / satiation hypothesis in vertical migration: history, evidence and consequences. *Biological Reviews*, v.78,p. 1-79.
- PEDROZO, C. S.; ROCHA, O. (2005) Zooplankton and water quality of lakes of the Northern Coast of Rio Grande do Sul State, Brazil. *Acta Limnologica Brasiliensia*, São Paulo, v. 17, n. 4, p. 445-464.

PETERS, R. H. (1984) Empirical analysis of zooplankton filtering and feeding rates. *Limnology and Oceanography*, Oxford, v. 29, n. 4, p. 763-784.

PINTO-COELHO, R.M.; BEZERRA-NETO, J.F.; MIRANDA, F.; MOTA, T.G.; SANTOS, A.M.; MAIA-BARBOSA, P.; MELLO, N.; MARQUES, M.M.; CAMPOS, M.; BARBOSA, F.A. (2008). The inverted trophic cascade in tropical planktonic communities: impacts of exotic fish introduction in the middle rio Doce lake district, Minas Gerais, Brazil. *Brazilian Journal Biology*, 68 (4, Suppl.), p. 1025-1037.

POMEROY, L. R. (1974) The ocean's food web, a changing paradigm. *Bioscience, Acta Limnologica Brasiliensia*, São Paulo, v. 24, p. 499-504.

PORTER, K. G.; MCDONOUGH, R. (1984) The energetic cost of response to blue-green algal filaments by cladocerans. *Limnology and oceanography*, Baltimore, v. 29, p. 365-369.

PORTER, K. G.; ORCUTT, J. D. (1980) Nutritional adequacy, manageability, and toxicity as factors that determine the food quality of green and blue-green algae for *Daphnia*. In: KERFOOT, W. C. (Ed.). *Ecology and evolution of zooplankton communities*. [S.l.]: University Press of New England, p. 268-281.

PROULX, M.; PICK, F.R.; MAZUNDER, A.; HAMILTON, P.B.; LEAN, D.R.S. (1996). Effects of nutrients and planktivorous fish on the phytoplankton of shallow and deep aquatic systems. *Ecology*. Local de publicação, v. 77, n. 5, p. 1556-1572.

PUCCIA, C. J. e LEVINS, R. (1985). *Qualitative Modelling of complex systems: an introduction to loop analysis and time averaging*. Cambridge: Harvard University Press,

RAMSEY, D.; VELTMAN, C. (2005) Predicting the effects of perturbations on ecological communities: what can qualitative models offer?. *Journal of Animal Ecology*, Oxford, v. 74, p. 905-916.

ROCHA, O.; SANTOS-WISNIEWSKI, M. J.; TUNDISI, T. M. (2011) Checklist de Cladocera de água doce do Estado de São Paulo. *Biota Neotropica*, Campinas, v. 11, p. 1-22.

RODRIGUES, L. L.; SANT'ANNA, C. L.; TUCCI, (2010) A. Chlorophyceae das Represas Billings (Braço Taquacetuba) e Guarapiranga, SP, Brasil. *Revista Brasileira de Botânica*, São Paulo, v. 33, n. 2, p. 247-264.

ROTHHAUPT, K. O. (1991) The influence of toxic and filamentous blue-green algae on feeding and population growth of the rotifer *Brachionus rubens*. *Internationale Revue der Gesamten Hydrobiologie*, Berlin, v. 76, p. 67-72. .

RÜCKERT, G.; GIANI, A. (2008) Biological interactions in the plankton community of a tropical eutrophic reservoir: is the phytoplankton controlled by zooplankton? *Journal of Plankton Research*, London, v. 30, n. 10, p. 1157-1168.

SAILLEY, S. F. et al.(2013) Comparing food web structures and dynamics across a suite of global marine ecosystem models. *Ecological Modelling* , v. 261/262; p. 43-57.

SARMENTO, H. (2012). New paradigms in tropical limnology: the importance of the microbial food web. *Hydrobiologia*, v. 686, p. 1-14.

SARNELLE O.; WILSON A.E (2005) Local adaptation of daphnia pulicaria to toxic cyanobacteria. *Limnol Oceanogr.* v.50, p. 1565–1570.

SCHAFFNER, W. R.; HAIRSTON, N.G JR., HORWATH, R.W. (1994). Feeding rates and filament clipping by crustacean zoo-plankton consuming cyanobacteria. *Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für Limnologie*, v. 25, p 2375–2381  
apud KÂ. S. et al. (2012). Can tropical freshwater zooplankton graze efficiently on cyanobacteria?. *Hydrobiologia*, Local de publicação, v. 679, p. 119-138.

SELLAMI, I.;HONDAHANE, S.B.; GUERMAZI, W.; BOUR, M.E.; HANZA, A.; MHAMDI, M.A.; PINEL-ALLOUL, B.; ALEYA, L.; AYADI, H. (2012) Seasonal dynamics of plankton communities coupled with environmental factors in a semi arid area: Sidi Saâd reservoir (Center of Tunisia). *African Journal of Biotechnology*, Local de publicação, v. 11, n.4, p. 865-877.

SENDACZ, S.; CALEFFI, S.; SANTOS-SOARES, J.(2006) Zooplankton biomass of reservoirs in different trophic conditions in the state of São Paulo, Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, v. 66, p. 337-350.

SINHA, R.; PEARSON, L.A.; DAVIS,T.W.; BURFORD, M.A.; ORR, P.T.; NEILAN,B.A. (2012) Increased incidence of *Cylindrospermopsis raciborskii* in temperate zones - Is climate change responsible? *Water Research*, London, v. 46, p. 1408 -1419.

SHURIN, J. B.; CLASEN, J.L.; GREIG, H.S.;KRATINA, P.; THOMPSON, P.L. (2012)Warming shifts top-down and bottom-up control of pond food web structure and function. *Philosophical Transactions of the Royal Society*, v. 367, p. 3008-3017.

SMITH, V. H. (1990) Phytoplankton responses to eutrophication in inland waters. In: AKATSUKA, I. (Ed.). *Introduction to applied phycology*. [S.l.]: SPB Academic Publishing, p. 231-249.

SOARES, M. C. S.; LÜRLING, M.; HUSZAR, V. L. M.(2010) Responses of the rotifer *Brachionus calyciflorus* to two tropical toxic cyanobacteria (*Cylindrospermopsis raciborskii* and *Microcystis aeruginosa*) in pure and mixed diets with green algae. *Journal of Plankton Research*, London, v. 32, n. 7, p. 999-1008.

SOARES, M.C.S.; LURLING, M.; PANOSSO, R.;HUSZAR, V. (2009) Effects of the cyanobacterium *Cylindrospermopsis raciborskii* on feeding and life history characteristics of the grazer *Daphnia magna*. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, v. 72, p. 1183–1189

SOMMER F.; HANSEN, T.(2002) Pelagic food web configurations at different levels of nutrient richness and their implications for the ratio fish production: primary production. *Hydrobiologia*, v. 484, p. 11-20.

SOMMER, U.; SOMMER, F.(2006) Cladocerans versus copepods: the cause of contrasting top–down controls on freshwater and marine phytoplankton. *Oecologia*, v. 147, p. 183-194.

SYMONS, C.C.; ARNOTT, S.E.; SWEETMAN, J.N. (2012) Grazing rates of crustacean zooplankton communities on intact phytoplankton communities in Canadian Subarctic lakes and ponds. *Hydrobiologia*, v. 694, p. 131–141.

URABE, J.(1991) Effect of food concentration on growth, reproduction and survivorship of *Bosmina longirostris* (Cladocera): an experimental study. *Freshwater Biology*. Oxford, v. 25, n. 1, p. 1-8.

VARGAS, S. R. *Influência da concentração de nutrientes na Interação entre duas espécies fitoplanctônicas isoladas do Reservatório de Itupararanga - S.P.* 2012. 147 f. Dissertação (Mestrado em Hidráulica e Saneamento) – Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo, São Carlos, 2012.

VARGAS, S.R.; DOS SANTOS, A.C.A. (2009) Caracterização da comunidade fitoplanctônica do Reservatório de Itupararanga, Votorantim, SP. In: XVII Congresso de Iniciação Científica da UFSCar, 2009, São Carlos. Anais de XVII Congresso de Iniciação Científica UFSCar.

VIDAL, L.; KRUK, C. (2008) *Cylindrospermopsis raciborskii* (Cyanobacteria) extends its distribution to Latitude 34°53'S: taxonomical and ecological features in Uruguayan eutrophic lakes. *Pan-American Journal of Aquatic Sciences*, , v.3, p. 142-151.

ZAR, J.H. (1995) *Biostatistical Analysis*. (3ed.)Prentice Hall, New Jersey.

ZHU, J.; LU, K.; SUN, S.; ZHANG, K. (2013) Foraging inhibition in two cladocerans feeding on *Microcystis aeruginosa*. *Clean – Soil, Air, Water*, v. 41, n. 7, p. 645–650.

WATSON, S.; MCCAULEY, E.; DOWNING, J. A.(1992) Sigmoid relationships between phosphorus, algal biomass, and algal community structure. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, Ottawa, v. 49, p. 2605-2610.

WORKS, K.A.; HAVENS, K. E. (2003) Zooplankton grazing on bacteria and cyanobacteria in a eutrophic lake. *Journal of Plankton Research*, London, v. 25, n. 10, p. 1301-1307.

YAN, N. D., KELLER, W.; MACISAAC.; H.J.; McEACHERN, L.J. (1991) Regulation of zooplankton community structure of an acidified lake by Chaoborus. *Ecological Applications*, Tempe, v. 1, p. 52-65.

## ANEXOS

Anexo A. Meio de cultura L.C.Oligo (ABNT, 2005).

Tabela 6. Composição do meio de cultura L.C.Oligo.

Solução	Reagente	Reagente (g) / 100 mL de Solução	Solução (mL) / L de L.C.Oligo
1	Ca(NO <sub>3</sub> ). 4H <sub>2</sub> O	4	1,0
2	KNO <sub>3</sub>	10	1,0
3	MgSO <sub>4</sub> . 7H <sub>2</sub> O	3	1,0
4	K <sub>2</sub> HPO <sub>4</sub>	4	1,0
Solução	Reagente	Reagente (mg) / 1L de solução	Solução (mL) / L de L.C.Oligo
5	CuSO <sub>4</sub> . 5H <sub>2</sub> O	30	0,5
	(NH <sub>4</sub> ) .6Mo <sub>7</sub> O <sub>24</sub> . 4H <sub>2</sub> O	60	
	ZnSO <sub>4</sub> . 7H <sub>2</sub> O	60	
	CoCl <sub>2</sub> . 6H <sub>2</sub> O	60	
	Mn(NO <sub>3</sub> ) <sub>2</sub> 4.H <sub>2</sub> O	60	
	H <sub>3</sub> C <sub>6</sub> H <sub>8</sub> O <sub>7</sub>	60	
	H <sub>3</sub> BO <sub>3</sub>	60	
6	C <sub>6</sub> H <sub>5</sub> FeO <sub>7</sub> 5.H <sub>2</sub> O	1,625	0,5
	FeSO <sub>4</sub> 7.H <sub>2</sub> O	0,625	
	FeCl <sub>3</sub> . 6H <sub>2</sub> O	0,625	
7	NaHCO <sub>3</sub>	15	1,0

**Anexo B.** Meio de cultura ASM-1 (Gorham *et al.*, 1964 modificado por Reynolds e Jaworski, 1978).

**Tabela 7. Composição do meio de cultura ASM-1.**

Solução	Reagente	Reagente (g)/ 100ml de solução	Solução (mL) / L de ASM-1
A	NaNO <sub>3</sub>	0,85	20
	MgSO <sub>4</sub> . 7H <sub>2</sub> O	0,245	
	CaCl. 2H <sub>2</sub> O	0,145	
B	KH <sub>2</sub> PO <sub>4</sub>	0,87	2
	Na <sub>2</sub> HPO <sub>4</sub> . 12H <sub>2</sub> O	1,78	
C	H <sub>3</sub> BO <sub>3</sub>	2,48	0,1
	MnCl <sub>2</sub> . 4H <sub>2</sub> O	1,39	
	FeCl <sub>3</sub> 6.H <sub>2</sub> O	1,08	
	ZnCl <sub>2</sub>	0,335	
	CoCl <sub>2</sub> . 6H <sub>2</sub> O	0,019	
	CuCl <sub>2</sub> . 2H <sub>2</sub> O	0,0014	
D	EDTA	1,86	0,4



## APÊNDICE



Figura 20. Cepa tóxica de *C. raciborskii*. Aumento de 400x

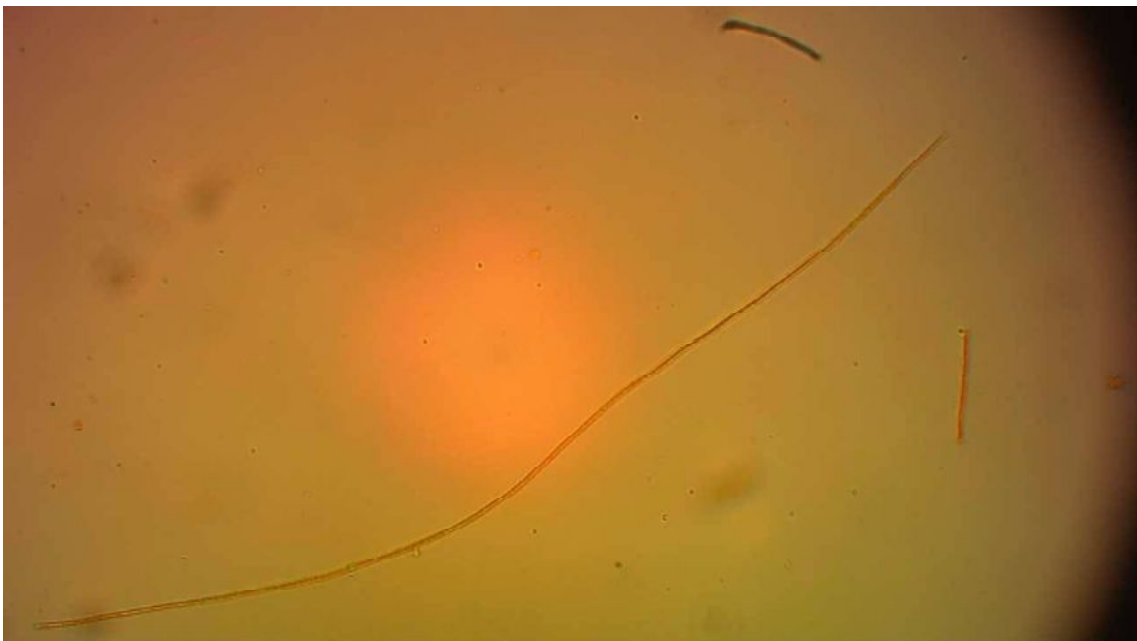


Figura 21. Cepa de *C. raciborskii* com filamentos grandes. Aumento de 200x.



Figura 22. Cepa de *C. raciborskii* com filamentos pequenos. Aumento de 400x.

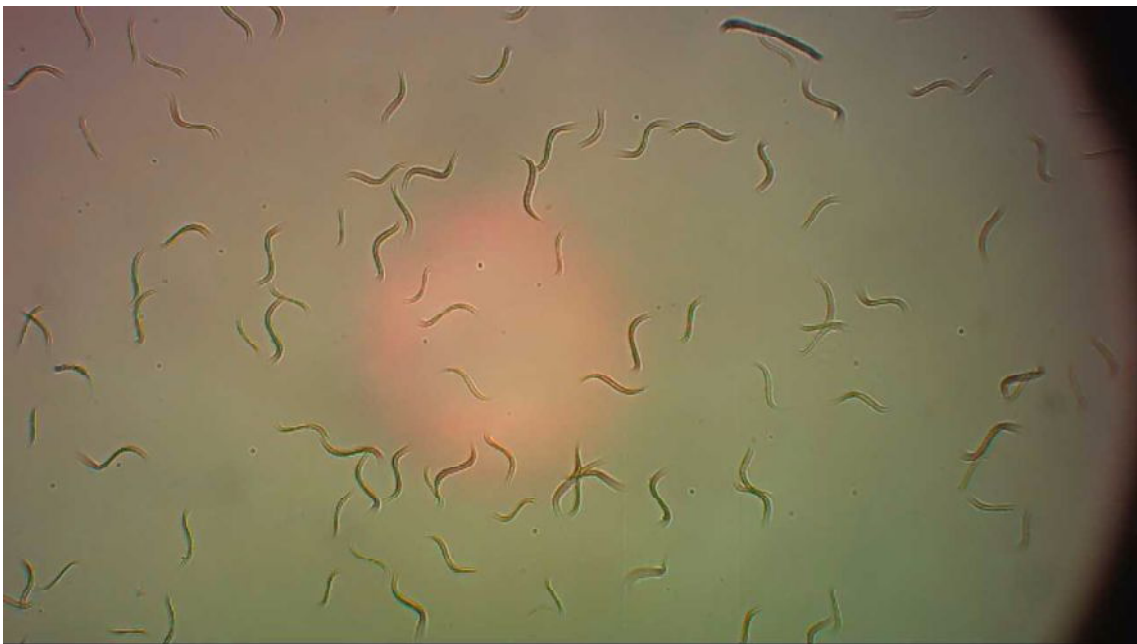
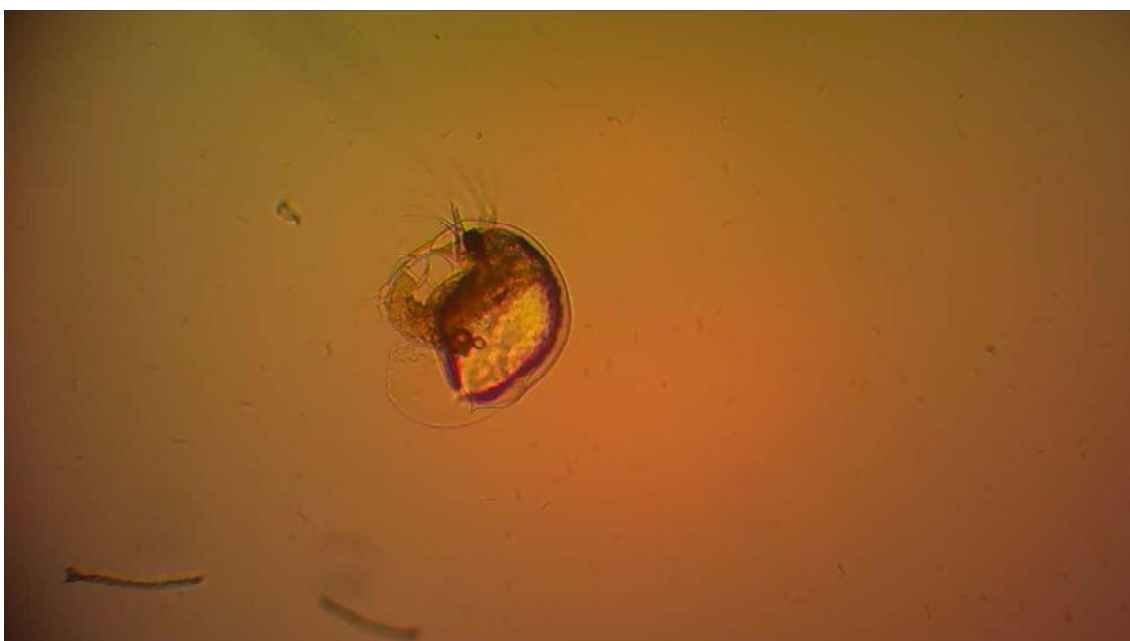


Figura 23. Cultura de *Monoraphidium contortum*. Aumento de 400x.



**Figura 24. *Bosmina freyi* em amostra retiradas do Reservatório de Itupararanga. Aumento de 200x.**



**Figura 25. *Bosmina freyi* alimentando-se de *M. contortum*. Aumento de 200x.**



**Figura 26.** *Chaoborus sp* em amostras do reservatório de Itupararanga. Imagem cedida por Giron.